



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL (RESIDUOS SÓLIDOS)

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS MADUROS
PROVENIENTES DE RELLENOS SANITARIOS
MEDIANTE ELECTRO-COAGULACIÓN Y ELECTRO-
OXIDACIÓN

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN INGENIERÍA

PRESENTA:
ALFREDO MARTÍNEZ CRUZ

TUTOR PRINCIPAL
DRA. MARÍA NEFTALÍ ROJAS VALENCIA, INSTITUTO DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR
DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA
DR. EDSON BALTAZAR ESTRADA ARRIAGA, IMTA

CIUDAD DE MÉXICO, FEBRERO 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DRA. MARÍA DE FÁTIMA NUNES DE CARVALHO

Secretario: DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

Vocal 1: DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

Vocal 2: DR. EDSON BALTAZAR ESTRADA ARRIAGA

Vocal 3: DRA. MARÍA NEFTALÍ ROJAS VALENCIA

Lugar donde se realizó la tesis:

El trabajo experimental fue realizado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM que cuenta con certificado de conformidad otorgado por el organismo acreditado Certificación Mexicana, S.C., por haber implementado y mantener un Sistema de Gestión de la Calidad de conformidad con los requisitos de la norma internacional ISO 9001:2015 No. de Certificado CMX C SGC 285 2023, válido en el período del 12 de octubre de 2023 al 11 de octubre de 2026.

TUTOR DE TESIS:



DRA. MARÍA NEFTALÍ ROJAS VALENCIA

FIRMA

Dedicatorias

Las estrellas nunca se alinean ni todos los semáforos se ponen en verde o en rojo al mismo tiempo.

El universo no conspira contra ti, pero tampoco está para ponerte las cosas fáciles.

Las condiciones nunca son las ideales.

Resulta increíble cómo es posible que la vida cambia de un momento a otro, en cuestión de unos simples minutos.

A ti, Laura, que sé que estás feliz de verme terminar un proyecto, en el tú formaste parte. Gracias.

A todas las personas que se encontraron en mi camino a partir del año 2018, y que me ayudaron, incluso sin que ellas quisieran hacerlo así, a ser una persona mejor.

Agradecimientos

A la **Universidad Nacional Autónoma de México** por permitirme formar parte de la mejor Universidad de México.

Al **Instituto de Ingeniería de la UNAM** por darme la oportunidad de usar sus equipos e instalaciones en la realización de mi proyecto de investigación.

A la **Dra. María Neftalí Rojas Valencia** por haberme dado la oportunidad de ser parte de su grupo de investigación. Me brindó su apoyo en un momento que realmente lo necesitaba.

A la **Dra. Margarita Eugenia Gutiérrez Ramírez y su grupo de trabajo** del Laboratorio de Suelos del Instituto de Geografía por darme la oportunidad de usar sus equipos e instalaciones en la realización de este proyecto.

Al **personal del Laboratorio de Ingeniería Ambiental** por darme su apoyo para el uso de equipos e instalaciones en la realización de este proyecto de investigación.

A **cada uno de los integrantes del grupo de trabajo** del cual formé parte y que de alguna forma me ayudaron en la realización de este proyecto.

Índice

Capítulo I. Introducción	1
1.1. Justificación	2
1.2. Pregunta de investigación	5
1.3. Hipótesis	5
1.4. Objetivos	5
1.4.1. Objetivo general	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
1.5. Alcances	6
Capítulo II. Marco Teórico.....	7
2.1. Rellenos sanitarios y lixiviados.....	7
2.1.1. El Relleno sanitario Bordo Poniente y sus lixiviados.....	7
2.2. Tratamientos de lixiviados.....	10
2.2.1. Electro-coagulación	11
2.2.2. Electro-oxidación.....	13
Capítulo III. Metodología	18
3.1. Primera etapa. Muestreo y caracterización de lixiviados	19
3.2. Segunda etapa. Experimentos del proceso de electro-coagulación	20
3.2.1. Diseño de experimentos de los procesos de electro-coagulación y electro-oxidación.....	20
3.2.2. Reactor de electro-coagulación.....	21
3.3. Tercera etapa. Experimentos del proceso de electro-oxidación	23
3.3.1. Reactor de electro-oxidación	23
3.4. Cuarta etapa. Evolución de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento propuestos.....	23
3.4.1. Métodos espectroscópicos	24
3.4.2. Métodos analíticos.....	24
3.5. Quinta etapa. Pruebas de fitotoxicidad y análisis ICP-OES	25
3.5.1. Pruebas de fitotoxicidad	25
3.5.2. Análisis ICP-OES a lixiviado crudo, efluentes, radículas y suelo	28
Capítulo IV. Resultados y Discusión.....	30
4.1. Primera Etapa. Caracterización de lixiviados crudos.....	30
4.2. Segunda etapa. Experimentación del sistema de electro-coagulación	34
4.2.1. Elección de parámetros de operación en el proceso de electro-coagulación	35
4.2.2. Seguimiento de los parámetros en el proceso de electro-coagulación.....	38

4.2.3. Diagrama potencial óxido reducción-pH para el proceso de electro-coagulación.....	41
4.3. Tercera etapa. Experimentos del sistema de electro-oxidación.....	43
4.3.1. Elección de parámetros de operación en el proceso de electro-oxidación.....	44
4.3.2. Seguimiento de los parámetros evaluados en el proceso.....	45
4.4. Cuarta etapa. Evolución de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento propuestos.....	48
4.4.1. Fraccionamiento de sustancias húmicas.....	51
4.4.2. Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno.....	53
4.4.3. Técnicas espectroscópicas.....	55
4.4.4. Análisis por <i>ICP-OES</i> en el lixiviado crudo, efluentes y lodos.....	58
4.5. Quinta etapa. Pruebas de fitotoxicidad y análisis <i>ICP-OES</i>.....	60
4.5.1. Pruebas de fitotoxicidad.....	60
4.5.2. Resultados del análisis <i>ICP-OES</i> en la matriz de tierra y en las radículas.....	69
Capítulo V. Conclusiones.....	75
Recomendaciones.....	77
Referencias.....	78
Anexo 1. Productos de la investigación.....	93

Tablas

Tabla 1–1. <i>Clasificación de lixiviados de rellenos sanitarios de acuerdo con su edad</i>	5
Tabla 2–1. <i>Diferentes caracterizaciones de los lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente</i>	11
Tabla 3–1. <i>Metodologías usadas en la caracterización de lixiviados y efluentes</i>	21
Tabla 3–2. <i>Valores nominales y codificados de las variables independientes en el proceso de electro-coagulación y electro-oxidación</i>	22
Tabla 3–3. <i>Matriz de experimentos con variables dependientes codificadas</i>	23
Tabla 4–1. <i>Caracterización de lixiviado crudo usado en esta investigación</i>	31
Tabla 4–2. <i>Resultados de las pruebas experimentales en el proceso de electro-coagulación</i>	35
Tabla 4–3. <i>Estimación de las constantes cinéticas a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, en el sistema de electro-coagulación</i>	41
Tabla 4–4. <i>Resultados de las pruebas experimentales en el proceso de electro-coagulación</i>	44
Tabla 4–5. <i>Estimación de las constantes cinéticas a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, en el sistema de electro-oxidación</i>	48
Tabla 4–6. <i>Resultados de las fracciones de sustancias húmicas en lixiviados crudos y en efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO</i>	58
Tabla 4–7. <i>Resultados del análisis ICP-OES en lixiviados crudos y tratados</i>	58
Tabla 4–8. <i>Tasas de germinación en las pruebas de fitotoxicidad</i>	61
Tabla 4–9. <i>Resultados de concentraciones efectivas medias</i>	66
Tabla 4–10. <i>Resultados del análisis ICP-OES de la tierra de jardín usada en las pruebas de fitotoxicidad y su comparación con valores recomendados</i>	69
Tabla 4–11. <i>Análisis ICP-OES de las radículas recolectadas en las pruebas de fitotoxicidad</i>	70

Figuras

Figura 2–1. Localización geográfica del relleno sanitario Bordo Poniente.....	10
Figura 2–2. Principales tratamientos electroquímicos aplicados al tratamiento de aguas residuales	13
Figura 2–3. Diagrama esquemático de una celda de electro-coagulación con dos electrodos	14
Figura 2–4. Representación esquemática de la oxidación electroquímica directa e indirecta.....	16
Figura 3–1. Esquema de la metodología desarrollada en la presente investigación	20
Figura 3–2. Esquema de los reactores de electro-coagulación y electro-oxidación	24
Figura 3–3. Diagrama de la metodología usada para el fraccionamiento de las sustancias húmicas.....	27
Figura 3–4. Bandeja de germinación usada en las pruebas de fitotoxicidad	29
Figura 4–1. Gráficas de la evolución de los diferentes parámetros evaluados en las pruebas experimentales del proceso de electro-coagulación expresados en valores normalizados X/X_0	39
Figura 4–2. Diagrama de potencial óxido reducción-pH en los experimentos de electrocoagulación	42
Figura 4–3. Gráficas de la evolución de los diferentes parámetros evaluados en las pruebas experimentales del proceso de electro-oxidación expresados en valores normalizados X/X_0	43
Figura 4–4. Caracterización de efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO	49
Figura 4–5. Aspecto visual de los lixiviados. (a): Lixiviado crudo, (b) Efluente de electro-coagulación, y (c): Efluente de electro-oxidación	51
Figura 4–6. Resultados de las fracciones de DQO en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO	54
Figura 4–7. Resultados de la variación porcentual en las fracciones de DQO en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica de DQO.....	55
Figura 4–8. Espectros ultravioleta-luz visible de muestras de lixiviado crudo y de efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO	56
Figura 4–9. Espectros infrarrojos por transformada de Fourier en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO	57
Figura 4–10. Inhibición en el crecimiento mediante longitud de radícula en las pruebas de fitotoxicidad ..	63
Figura 4–11. Índices de germinación en las pruebas de fitotoxicidad	67

Resumen

Los rellenos sanitarios son la opción más extendida en todo el mundo como alternativa de disposición final de residuos sólidos urbanos. La operación correcta de rellenos sanitarios produce lixiviados, un agua residual extremadamente contaminante y difícil de tratar. Los efectos ambientales originados por los lixiviados justifican el desarrollo de alternativas de tratamientos, en las que el seguimiento de la materia orgánica es un elemento que permitirá entender los procesos y hacerlos más eficientes.

Los lixiviados de la etapa III del relleno sanitario Bordo Poniente son del tipo maduro (índice de biodegradabilidad 0.094, pH 8.4 ± 0.2 , DQO $3.4 \pm 0.12 \text{ gL}^{-1}$; con 54% de ácidos húmicos, 22% de ácidos fúlvicos y 22% de DQO biodegradable). El sistema de tratamiento propuesto fue electro-coagulación (hierro-acero inoxidable) y electro-oxidación (diamante dopado con boro-acero inoxidable). Se determinaron las condiciones de operación para la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO: electro-coagulación, densidad de corriente 23.3 mAcm^{-2} , agitación 120 revoluciones por minuto, y pH 7; con remociones de 64%, 69% y 63% para DQO, ácido húmicos y fúlvicos, respectivamente. Las condiciones de electro-oxidación fueron: NaCl añadido 1.0 gL^{-1} , distancia entre electrodos 0.75 cm, densidad de corriente 33.3 mAcm^{-2} y pH 7; con remociones de 83%, 40% y 55% para DQO, ácidos húmicos y fúlvicos, respectivamente.

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; en la electro-coagulación la DQO biodegradable aumentó del 26% en el lixiviado crudo a 39% (situación atribuible a la eliminación de ácidos húmicos); y con la electro-oxidación se alcanzó el 58% (originado por la oxidación de materia orgánica no biodegradable mediada por los radicales $\bullet\text{OH}$). La DQO particulada, paso de 48% en el lixiviado crudo a 23% con la electro-coagulación (a causa de la eliminación de coloides); y logró 33% con la electro-oxidación (debido a la oxidación de la fracción hidrofílica soluble).

Los análisis de los espectros ultravioleta-luz visible e infrarrojo por transformada de Fourier en los efluentes generados a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; permiten afirmar que existieron cambios estructurales en los lixiviados (los contaminantes orgánicos se mineralizaron con éxito a CO_2 , o bien se oxidaron a moléculas menos complejas y más pequeñas). Estos cambios incrementaron el índice de biodegradabilidad de 0.094 en el lixiviado crudo a 0.26 con electro-coagulación, y a 0.46 con electro-oxidación.

El sistema de tratamiento propuesto disminuyó la fitotoxicidad de los efluentes generados en el orden: lixiviado crudo>efluente de electro-coagulación>efluente de electro-oxidación. El seguimiento de la materia orgánica permitió explicar los resultados generados para entender los procesos involucrados, y así generar información que enriquezca las propuestas de tratamiento de lixiviados maduros.

Abstract

The worldwide prevalence of landfills as the ultimate disposal option for urban solid waste cannot be overstated. While the correct operation of these landfills can yield leachates, the toxic and difficult-to-treat byproducts of this process, the environmental consequences associated with leachates underscore the necessity of exploring alternative treatments. A crucial component of these alternatives is the monitoring of organic matter, which permits a deeper understanding of the processes involved and enhances their efficiency.

The leachates from Stage III of the Bordo Poniente landfill are characterized as mature, with a biodegradability index of 0.094, pH ranging from 8.4 ± 0.2 , and COD of 3.4 gL^{-1} . They contained 54% humic acids, 22% fulvic acids, and 22% biodegradable COD. The proposed treatment methods for these leachates are electrocoagulation using iron–stainless steel and electro-oxidation with boron-doped diamond–stainless steel. The operating conditions for electrocoagulation were determined to achieve increased removal of organic matter, measured as COD. The optimal conditions were found to be a current density of 23.3 mAcm^{-2} , stirring at 120 revolutions per minute, and a pH of 7. Under these conditions, the leachates exhibited removal efficiencies of 64%, 69%, and 63% for COD, humic acid, and fulvic acid, respectively. The electro-oxidation conditions involved adding 1.0 gL^{-1} of NaCl, a distance between electrodes of 0.75 cm, a current density of 33.3 mAcm^{-2} , and a pH of 7. These conditions resulted in removal efficiencies of 83, 40, and 55% for COD, humic acid, and fulvic acid, respectively.

Under conditions of increased removal of organic matter, as measured by COD, in electrocoagulation, the biodegradable COD increased from 26% in the raw leachate to 39% (attributable to the elimination of humic acids). With electro-oxidation, it reached 58% (caused by the oxidation of nonbiodegradable organic matter mediated by $\bullet \text{OH}$ radicals). The particulate COD, which increased from 48% in crude leachate to 23% with electro-coagulation due to the removal of colloids, reached 33% with electro-oxidation due to the oxidation of the soluble hydrophilic fraction.

The analysis of the visible ultraviolet and infrared spectra of the effluents generated under conditions of increased removal of organic matter, as measured by COD, revealed structural changes in the leachates. These changes indicate that the organic pollutants were successfully mineralized to CO_2 or oxidized to less complex and smaller molecules. Specifically, the biodegradability index increased from 0.094 in the raw leachate to 0.26 with electro-coagulation, and to 0.46 with electro-oxidation.

The proposed treatment system exhibited a decreasing trend in phytotoxicity for the effluents generated in the following order: raw leachate > electrocoagulation effluent > electrooxidation effluent. Through the monitoring of organic matter, we were able to provide a comprehensive explanation of the results and gain a deeper understanding of the processes involved, thereby enriching proposals for treating mature leachates.

Capítulo I. Introducción

La cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU) aumenta debido al crecimiento económico mundial y a la mejora de los niveles de vida (Gu et al., 2023). Cada año se recolectan en el mundo aproximadamente 11 200 millones de toneladas (t) de RSU (UNEP, 2022), y se espera que en el año 2025 este número crezca a 34 mil millones t (Silpa et al., 2018). México genera 52.5 millones de t de RSU cada año (SEMARNAT, 2019).

La gestión de los RSU plantea graves riesgos para el ambiente y la salud (UNEP, 2022) y es un tema complejo en el que es necesario tomar medidas urgentes de control (Silpa et al., 2018). Los rellenos sanitarios son la opción más extendida en todo el mundo como alternativa a la disposición final de los RSU (Baderna et al., 2019). Los rellenos sanitarios permiten minimizar los impactos ambientales de los RSU al degradarlos bajo condiciones controladas, donde eventualmente se transformarán en material relativamente inerte (Teng et al., 2021).

Cuando el agua de lluvia se filtra en los RSU depositados en los rellenos sanitarios, los contaminantes se extraen a la fase líquida produciendo aguas residuales altamente contaminantes, conocidas como lixiviados de rellenos sanitarios (Antony et al., 2020) –nombrados como “lixiviados” en este documento–. La composición de los lixiviados depende de diversos factores, tales como el tipo de RSU depositados en el relleno sanitario, del contenido de humedad residual, de la infiltración de agua y de la etapa de degradación en los RSU. El contenido de lixiviados incluye las principales categorías comunes de contaminantes: materia orgánica biodegradable y no biodegradable, compuestos inorgánicos, metales pesados y compuestos xenobióticos (Baderna et al., 2019).

En función de su edad los lixiviados se clasifican en jóvenes, intermedios y maduros (Teng et al., 2021). El aumento de edad de los lixiviados genera dos consecuencias: disminuciones en la demanda química de oxígeno (DQO) y del valor de su índice de biodegradabilidad (IB) –razón entre DBO_5/DQO –. Los lixiviados que han permanecido confinados por periodos superiores a los diez años se denominan lixiviados maduros y se caracterizan por una presencia mayoritaria de compuestos no biodegradables, principalmente sustancias húmicas (Mandal et al., 2017). La Tabla 1–1 muestra la caracterización típica de lixiviados de acuerdo con su edad.

Tabla 1–1. *Clasificación de lixiviados de rellenos sanitarios de acuerdo con su edad (Gandhimathi et al., 2015)*

Parámetro	Tipo de lixiviado		
	Joven	Intermedio	Maduro
Edad (años)	≤5	5–10	≥10
pH	≤6.5	6.5–7.5	≥7.5
Demanda química de oxígeno (gL ⁻¹)	≥10	4–10	≤4
Índice de biodegradabilidad (DBO ₅ /DQO)	0.5–1.0	0.1–0.5	≤0.1
Compuestos orgánicos	80% AGV	5–30% (AGV+AH+AF)	AH y AF
Nitrógeno amoniacal (gL ⁻¹)	≤0.4	NA	≥0.4
Metales pesados	Bajo a medio	Bajo	Bajo
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo

AGV: Ácidos grasos volátiles, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlvicos, NA: No aplica.

Los lixiviados al entrar en contacto con el suelo, las aguas superficiales y/o los acuíferos que rodean el relleno sanitario podrían tener efectos negativos sobre el ambiente y la salud pública. La contaminación originada por lixiviados es particularmente común en los países en desarrollo donde los rellenos sanitarios no funcionan correctamente; o bien, se carece de una propuesta de tratamiento (Baderna et al., 2019). En México 870 rellenos sanitarios gestionan el 74.5% de los RSU generados a nivel nacional (SEMARNAT, 2019). De estos rellenos sanitarios solo el 77% cuentan con algún sistema de recolección, y de ellos únicamente el 45% disponen de algún sistema de tratamiento (INEGI, 2017). Existe una necesidad imperiosa de proponer opciones de tratamiento que sean técnica y económicamente viables (Seibert et al., 2019).

1.1. Justificación

El tratamiento de lixiviados no es sencillo debido a su variabilidad en composición y en cantidad (Arimi, 2017). En los lixiviados maduros la situación es particularmente compleja, ya que los tratamientos biológicos no son los más recomendados, por lo que es necesario elegir otras alternativas (Poblete et al., 2019). La oxidación química ha demostrado ser una buena opción en estos casos; sin embargo, la presencia de coloides y de partículas suspendidas alteran el rendimiento de estos procedimientos, incrementando el consumo de energía y de reactivos (Teng et al., 2021). El desarrollo de una opción de pretratamiento para la reducción de coloides y de partículas suspendidas mejoraría la eficiencia general del proceso al eliminar posibles interferencias (Baiju et al., 2018). Los procesos electroquímicos han desplazado a los procesos de oxidación química debido a su efectividad y sencillez (Teng et al., 2021; Yazici et al., 2019). Los efectos ambientales de la incorrecta gestión de lixiviados justifican el desarrollo de mejores opciones de tratamiento;

alternativas en las que el seguimiento de la materia orgánica sería un requisito previo para entender los procesos involucrados, y a través de esta información realizar propuestas de mejora.

La presente investigación propuso un sistema de tratamiento para los lixiviados originados en el relleno sanitario Bordo Poniente Etapa III en dos fases. En una primera fase se desarrolló un proceso de electro-coagulación para mejorar la eficiencia general del sistema de tratamiento al disminuir las interferencias de especies suspendidas y coloidales, reduciendo la carga orgánica al precipitar sustancias húmicas. En una segunda fase se realizó un proceso de electro-oxidación para degradar la materia orgánica recalcitrante y oxidar el nitrógeno amoniacal.

El seguimiento de la materia orgánica en sistemas de tratamiento de lixiviados incluye diferentes determinaciones, destacando la demanda química de oxígeno y más recientemente el carbono orgánico total. No obstante, estos parámetros no permiten establecer los detalles en la variación del contenido de la materia orgánica en el proceso. La presente investigación realizó la evaluación de la materia orgánica en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación a lixiviados maduros mediante los fraccionamientos de la demanda química de oxígeno y de las sustancias húmicas. Además, como herramientas complementarias a esta evaluación se emplearon técnicas espectroscópicas: ultravioleta-luz visible (UV-VIS) e infrarrojo por transformada de Fourier (*FTIR*, por sus sigla en inglés).

El fraccionamiento de la demanda química de oxígeno (porciones biodegradable, particulada y soluble) ha sido aplicado en sistemas de tratamiento de lixiviados, como se puede confirmar en investigaciones previas (Abu Amr et al., 2014; Bashir et al., 2013; Mohammad-Pajooch et al., 2018; Yazici Guvenc, 2019); no obstante, existen vacíos de información al relacionar los datos generados por este fraccionamiento con el seguimiento de la materia orgánica, especialmente en un sistema como el propuesto en este proyecto. En relación con el fraccionamiento de las sustancias húmicas, existen estudios previos aplicados a tanto a lixiviados como a sus sistemas de tratamiento (Wang et al., 2016a; Yang et al., 2022; Zhang et al., 2016). De hecho, investigaciones relacionadas han sido aplicadas a sistemas unitarios de tratamiento. Dia et al. (2017, 2018) analizaron las sustancias húmicas en un tratamiento con electro-coagulación y Wang et al. (2016) aplicaron este fraccionamiento en un sistema que incluyó osmosis inversa. En la investigación bibliográfica realizada al momento, un análisis de efluentes que considere el fraccionamiento de las sustancias

húmicas en un sistema de tratamiento como el propuesto en esta investigación no se ha realizado aún.

En relación con la aplicación de técnicas espectroscópicas, existen investigaciones recientes aplicadas a lixiviados y sus sistemas de tratamiento (Mallick et al., 2024; Priyanka y Saravanakumar, 2023; Sato et al., 2023; Szymańska–Pulikowska et al., 2023); sin embargo, existen vacíos de información relativos a su aplicación en el seguimiento de la evolución de la materia orgánica. Por lo que se sabe, este será el primer estudio que incluya este seguimiento en particular mediante espectros UV–VIS y *FTIR* en un sistema de tratamiento de lixiviados como el propuesto en esta investigación.

Adicionalmente, este proyecto incluyó la realización de pruebas de fitotoxicidad en los efluentes generados. Tradicionalmente los posibles efectos ambientales de los lixiviados se basan en su caracterización fisicoquímica, pero no se considera su toxicidad (Baderna et al., 2019). Los procesos electroquímicos podrían generar subproductos que sean de naturaleza más hidrófila que la materia orgánica original, por lo tanto, más difíciles de eliminar e incluso más tóxicas que la materia original (Teng et al., 2021). Si bien es cierto que existen estudios que han evaluado la fitotoxicidad en lixiviados (Gupta y Paulraj, 2017; Koshy et al., 2007; Pivato y Gaspari, 2006; Srivastava et al., 2014; Xu et al., 2020) después de haber realizado una búsqueda exhaustiva de información, éste será el primer estudio que considere la evaluación de fitotoxicidad en los efluentes de un sistema de tratamiento como el propuesto en este proyecto. Los resultados generados serán un elemento adicional que podrá ser relacionado con la evaluación de la materia orgánica. La necesidad de conocer las variaciones en la fitotoxicidad en los efluentes generados en el sistema de tratamiento propuesto es un elemento adicional que debe ser considerado al evaluar el contenido de la materia orgánica. Además, como un aporte de este proyecto se realizó un análisis por espectroscopía de emisión atómica con plasma de acoplamiento inductivo (*ICP–OES*, por sus siglas en inglés) a los lixiviados crudos, efluentes del sistema de tratamiento y a muestras de radículas obtenidas en las pruebas de fitotoxicidad. Los datos generados permitieron relacionar las variaciones de biodegradabilidad con los cambios estructurales de la materia orgánica y la fitotoxicidad de los efluentes.

1.2. Pregunta de investigación

¿Es posible que la evaluación del contenido de la materia orgánica en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación, aplicado a lixiviados maduros, permita explicar sus cambios estructurales ante los cambios de biodegradabilidad y fitotoxicidad en los efluentes generados?

1.3. Hipótesis

La evaluación del contenido de la materia orgánica en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación, aplicado a lixiviados maduros, permite explicar sus cambios estructurales ante los posible cambios de biodegradabilidad y de fitotoxicidad en los efluentes generados.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Evaluar el contenido de la materia orgánica mediante los fraccionamientos de la DQO y de sustancias húmicas; usando además técnicas espectroscópicas en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación, aplicado en lixiviados maduros, para explicar sus cambios estructurales ante los cambios de biodegradabilidad y de fitotoxicidad en los efluentes generados.

1.4.2. Objetivos específicos

- Determinar las mejores condiciones de operación de un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación, aplicado en lixiviados maduros, utilizando un diseño de experimento ortogonal fraccionado y mediante la metodología de superficie de respuesta para la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO.
- Cuantificar la materia orgánica en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación aplicado en lixiviados maduros mediante los fraccionamientos de la DQO y de sustancias húmicas; y a través de técnicas espectroscópicas (UV-VIS y FTIR); para su seguimiento y evaluación.
- Estimar la toxicidad de los lixiviados crudos y de los efluentes generados en un sistema de tratamiento electro-coagulación electro-oxidación, aplicado a lixiviados maduros; mediante pruebas de fitotoxicidad y análisis ICP-OES, para la evaluación de los cambios estructurales ante los posibles cambios de biodegradabilidad en los efluentes generados.

1.5. Alcances

- Los lixiviados utilizados en esta investigación provienen del relleno sanitario Bordo Poniente Etapa III y fueron muestreados en una sola ocasión (marzo 2021).
- El sistema de tratamiento propuesto se realizó por lotes a nivel laboratorio.
- La toxicidad se realizó mediante pruebas de fitotoxicidad mediante el crecimiento temprano de tres semillas: *Lactuca sativa*, *Cucumis sativus* y *Phaseolus vulgaris*.

Capítulo II. Marco Teórico

En esta sección se incluye una breve descripción de la problemática generada por la formación de lixiviados como consecuencia de la operación de los rellenos sanitarios. Se enfatizan las características particulares del relleno sanitario Bordo Poniente. Se incluye una descripción breve de las opciones de tratamiento de lixiviados, destacándose las opciones de electro-coagulación y electro-oxidación, que fueron las utilizadas en este proyecto.

2.1. Rellenos sanitarios y lixiviados

La generación de lixiviados constituye el gran inconveniente de la operación de los rellenos sanitarios (Baiju et al., 2018). Los lixiviados incluyen una mezcla compleja de compuestos tóxicos y no biodegradables de naturaleza compleja (Arimi, 2017; Moradi y Ghanbari, 2014). Los lixiviados son un agua residual peligrosa para los humanos: es mutagénica, genotóxica y estrogénica; incluso a bajas concentraciones (Baderna et al., 2019). Los lixiviados podrían contaminar aguas superficiales, aguas subterráneas (Christensen et al., 2001; Mandal et al., 2017) y suelos (Mandal et al., 2017). La gestión adecuada de los RSU, incluyendo el tratamiento de lixiviados, es una pieza crítica, pero a menudo pasada por alto al planificar ciudades sostenibles y saludables (Silpa et al., 2018).

Tal y como ya se mencionó en la parte introductoria de este documento, los lixiviados incluyen sustancias húmicas (ácidos húmicos –AH– y fúlvicos –AF–) como el componente principal de su contenido orgánico. Las sustancias húmicas son compuestos refractarios caracterizados por su alto peso molecular y aromaticidad (Niveditha y Gandhimathi, 2020; Yang et al., 2019). De hecho, la coloración marrón intensa de los lixiviados maduros confirma su presencia (Panizza y Martínez-Huitle, 2013).

2.1.1. El Relleno sanitario Bordo Poniente y sus lixiviados

El relleno sanitario Bordo Poniente (RSBP) se encuentra al suroeste del antiguo Lago de Texcoco, a cinco kilómetros del Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México con una superficie de 670 hectáreas y funcionó de 1985 hasta 2011. El RSBP es el más grande de América Latina con 76 millones t de RSU (PROFEPA, 2010). El RSBP actualmente está clausurado y sometido a control de lixiviados (GDF, 2004). El suelo de la zona se caracteriza por un exceso de sales (influenciado por su origen lacustre) (INEGI, 2001). Está formado en cuatro etapas de operación de acuerdo con su orden de cierre. Los lixiviados utilizados en este estudio se obtuvieron de la Etapa III que inicio

operación en agosto de 1991 y fue clausurada en noviembre de 1994. La Figura 2–1 muestra la localización geográfica del RSBP, señalándose sus cuatro etapas.

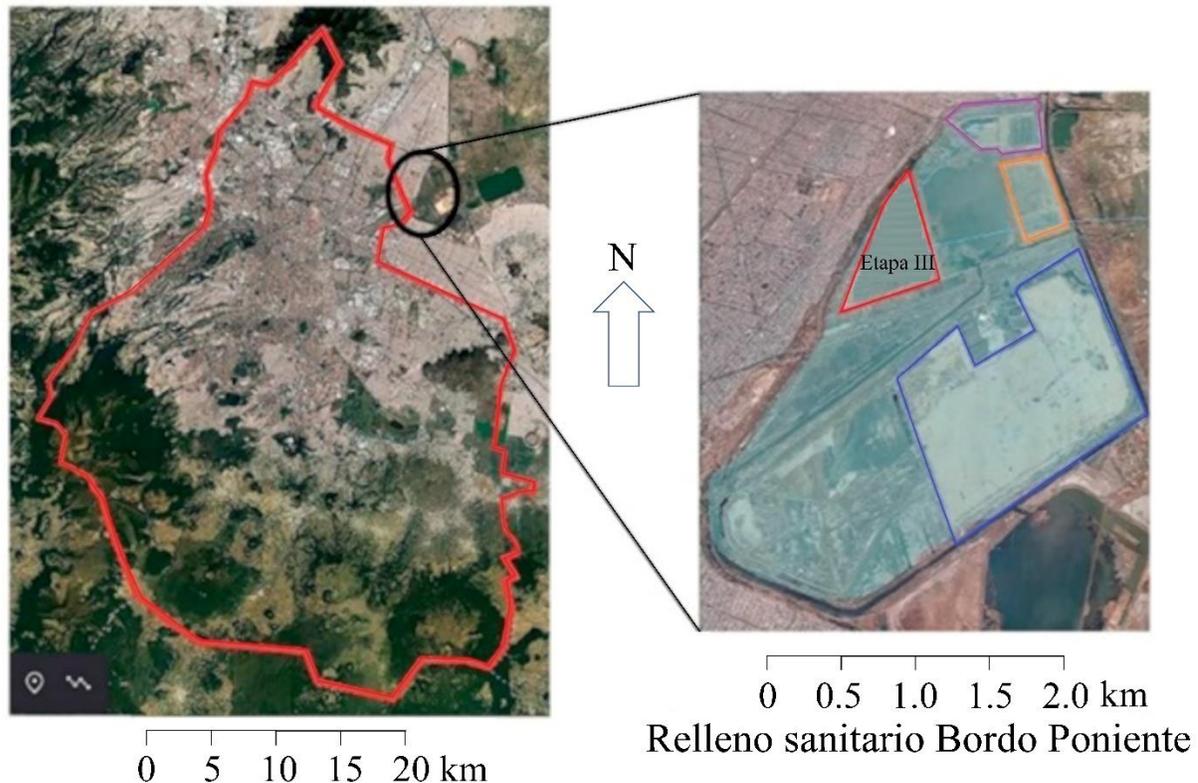


Figura 2–1. Localización geográfica del relleno sanitario Bordo Poniente
Fuente: Google Earth (2023).

Se estima una producción de lixiviados en el RSBP de $250 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ (Alcantar, 2015). Una parte de estos lixiviados ($25 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$) son tratados en un proceso de coagulación–floculación –empleando FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ – y de oxidación química –utilizando NaClO –; aunque de acuerdo con datos recientes esta planta de tratamiento se encuentra actualmente cerrada. El lixiviado tratado se usaba para el riego de caminos internos en el mismo RSBPM; mientras que el lixiviado no tratado es extraído mediante cárcamos y dispuesto en camiones cisterna para ser transportado hacia la laguna de lixiviados ubicada en la Etapa I del mismo relleno sanitario; o bien, son recirculados mediante fosas construidas para este fin en la parte superior de las macro–celdas (Alcantar, 2015). En la Tabla 2–1 se muestran resultados de diversas caracterizaciones de los lixiviados del RSBP confirmando la característica de ser lixiviados maduros con valores de pH mayores a 8 con índice de biodegradabilidad <0.1 , DQO de 1.4 gL^{-1} hasta 14.2 gL^{-1} ; y $\text{NH}_3\text{-N}$ de 0.5 gL^{-1} hasta 3.2 gL^{-1} .

Tabla 2–1. *Diferentes caracterizaciones de los lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente*

Referencias	Romero et al. (2021)	Martínez–Cruz et al. (2021)	Hernández–Flores et al. (2017)	Alcantar (2015)	Alcantar (2015)*	Poznyak et al. (2008)	Orta de Velásquez et al. (2006)	Monje–Ramírez y Velásquez (2004)	Jiménez (2001)
Etapa del RSBP muestreada	NE	III	I	III	III	Mezcla de las 4 etapas	IV	NE	NE
Parámetro	Unidad								
pH		9±0.3	8.9±0.2	9±0.05	8.2±0.4	7.8±0.3	9	8	
Temperatura	°C				19.5±2	22±0.1		14	
Conductividad eléctrica	mScm ⁻¹	13±4		16±2	18.4±1	3.7±0.10		17	
DQO	mgL ⁻¹		2110±80	4315±300	1492±120	2434±500	4580	5763	5000
DBO ₅	mgL ⁻¹		35±1	351±110	184±20	92.5±20		875	20
Sólidos Sedimentables	mgL ⁻¹				20.1±0.9				
Sólidos Totales	mgL ⁻¹				11213±700		16000		
Sólidos Totales Volátiles	mgL ⁻¹				1573±95		3000		
Sólidos Totales Fijos	mgL ⁻¹				9848±650		160		9300
Sólidos Suspendidos Totales	mgL ⁻¹			250±10	109±8				
Sólidos Suspendidos Fijos	mgL ⁻¹				78±7				
Sólidos Disueltos Totales	mgL ⁻¹				11517±810		15520		14367
Sólidos Disueltos Volátiles	mgL ⁻¹				1625±90				
Sólidos Disueltos Fijos	mgL ⁻¹				9870±220				
Grasas y Aceites	mgL ⁻¹				105±80				
Nitrógeno total	mgL ⁻¹				542±10				3939
Nitrógeno amoniacal	mgL ⁻¹				268±50		887		3256
Nitrógeno Orgánico	mgL ⁻¹				294±30				
Peso específico	mgL ⁻¹				1.01±0.01				
Cloruros	mgL ⁻¹				3955±200			7000	7390
Carbonatos	mgL ⁻¹				554±90				
Bicarbonatos	mgL ⁻¹				6483±330				
Alcalinidad	mgL ⁻¹			4000±80	7038±370		140	12000	
Turbidez	UNT		50±3				233		
Color	U Pt-Co		4110±80				888	830	
Relación (DBO ₅ /DQO)	mgL ⁻¹		0.02	0.08	0.1			<0.01	
Potencial oxido reducción	mV	372±10							

NE: No especificado, UNT: Unidades nefelométricas de turbidez, U Pt–Co: Unidades de color platino–cobalto. *Datos con valores del año 2004.

2.2. Tratamientos de lixiviados

Los tratamientos de lixiviados se dividen en cuatro grandes grupos: sistemas de transferencia (recirculación al mismo relleno sanitario y adición en aguas residuales municipales), biodegradación (aerobia y/o anaerobia), sistemas fisicoquímicos y sistemas de membranas (Teng et al., 2021). Los tratamientos biológicos son efectivos para reducir la DQO, DBO₅ y la materia nitrogenada cuando el índice de biodegradabilidad es superior a 0.5. Sin embargo, a medida que los RSU envejecen la mayoría de los compuestos refractarios –sustancias húmicas– tienden a reducir la efectividad de estos procesos (Poblete et al., 2019).

Los procesos fisicoquímicos, incluidos los procesos de oxidación avanzada (POA), han mejorado el rendimiento de sistemas de tratamientos en lixiviados, convirtiendo contaminantes no biodegradables en productos intermedios más pequeños y consecuentemente más biodegradables (Teng et al., 2021). Los POA se basan en la producción de radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$), radicales que no son selectivos y que son altamente reactivos, atacando la mayoría de las moléculas orgánicas (Teng et al., 2021). Sin embargo, los POA tienen pobre aceptabilidad económica en procesos a gran escala (Foo y Hameed, 2009).

Como una alternativa a los POA se han propuesto los procesos electroquímicos (PEQ). Los PEQ se presenta una transferencia de electrones debido a la presencia de un campo eléctrico (Labiadh et al., 2016). Los PEQ no implican riesgos asociados con el transporte de productos químicos, son efectivos, fáciles de operar, consumen energía eléctrica, están formado por unidades de tratamiento pequeñas –en comparación a los sistemas biológicos–, incluyen unidades de construcción simples con montaje y mantenimiento sencillos y se ajustan fácilmente a las variables operativas –cantidad y calidad del influente– (Teng et al., 2021). Los PEQ destacan por su capacidad de degradar la materia orgánica refractaria, disminuir la toxicidad, aumentar la biodegradabilidad y mejorar la eficiencia del tratamiento (Ding, et al., 2018; Gomes et al., 2019).

Debido a que los lixiviados poseen una composición compleja su tratamiento podría requerir un enfoque combinado de procesos (Dia et al., 2018). Los sistemas de tratamiento de lixiviados utilizados hoy en día suelen ser técnicas combinadas, diseñadas como unidades modulares de varias etapas y capaces de hacer frente a la cambiante composición en los influentes. Investigar la posibilidad de tratamiento en lixiviados con un sistema electro—coagulación electro—oxidación es por

lo tanto una opción prometedora. La Figura. 2–2 resume los principales PEQ aplicados en aguas residuales.

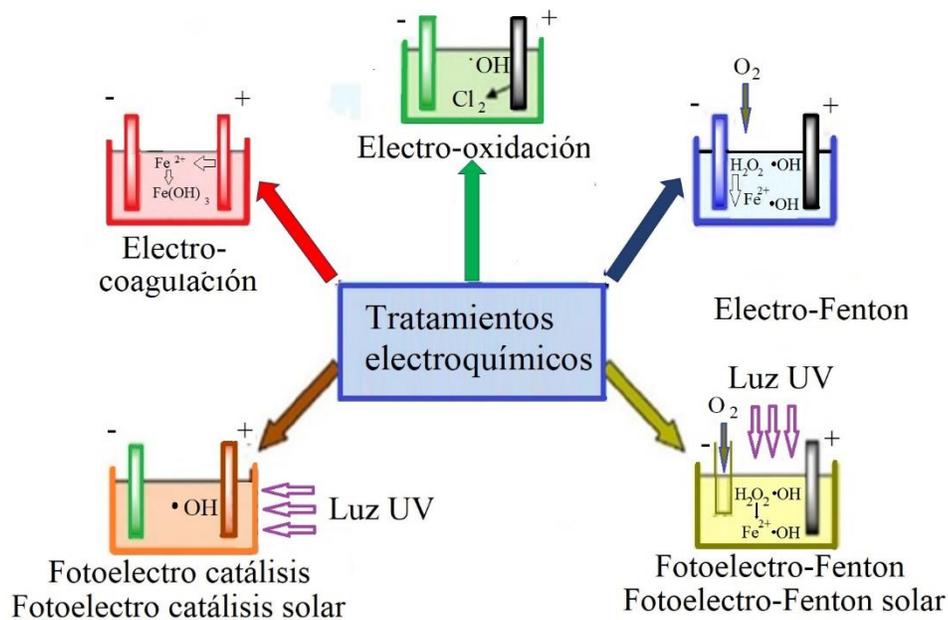


Figura 2–2. Principales tratamientos electroquímicos aplicados al tratamiento de aguas residuales
Fuente: Modificado de Battisti y Martínez–Huitle (2018).

2.2.1. Electro-coagulación

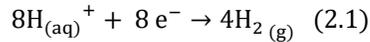
En la electro-coagulación los iones coagulantes se producen *in situ*, es un proceso complejo con una multiplicidad de mecanismos sinérgicos para eliminar los contaminantes de las aguas residuales. La electro-coagulación comprende tres etapas: la disolución del ánodo de sacrificio con hidrólisis de iones metálicos para formar complejos de hidróxidos, la desestabilización de los contaminantes y la adsorción de los contaminantes en precipitados para formar flóculos (Ding et al., 2018).

El electrodo de hierro es un excelente ánodo de sacrificio en el proceso de electro-coagulación (Ding et al., 2018) y se considera el ánodo más apropiado en el tratamiento de lixiviados debido a que es menos tóxico y más aceptable en el ambiente, en comparación a los electrodos de aluminio (Ding et al., 2018a). Además Tanyol et al. (2018) señalan el menor costo del hierro comparado con el aluminio.

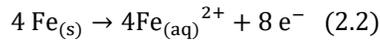
En el ánodo de hierro el Fe^{2+} se forma debido a la oxidación del Fe. En el cátodo, hidrógeno (H_2) se forma a partir de la reducción de los protones en el medio ácido o mediante la reducción de agua en el medio alcalino. En ambos casos, el pH aumenta y los iones Fe^{2+} pueden reaccionar para formar

hidróxidos de hierro (Fernandes et al., 2014). Se han propuesto el siguiente mecanismo para este proceso, resumidos en las Ecuaciones (2.1)–(2.4) (Yildiz et al., 2007).

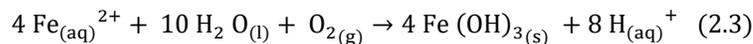
Cátodo:



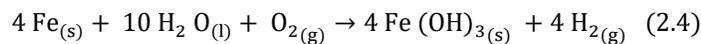
Ánodo:



Y con oxígeno disuelto en la solución:



Reacción global:



Los $\text{Fe}(\text{OH})_n$ formados permanecen en la corriente acuosa como una suspensión que puede eliminar los contaminantes por acomplejación o por atracción electrostática, seguido de coagulación (Yildiz et al., 2007). La Figura. 2–3 muestra un diagrama esquemático del proceso de electro-coagulación.

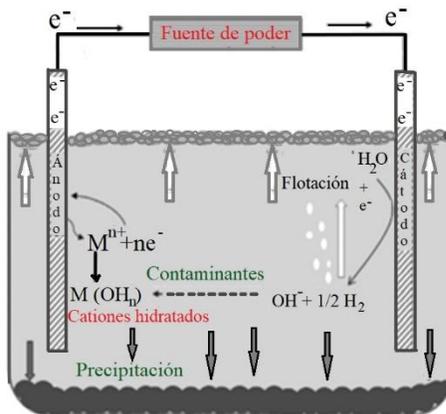


Figura 2–3. Diagrama esquemático de una celda de electro-coagulación
M: Metal usado en el ánodo. Fuente: Fernandes et al. (2015).

La electro-coagulación presenta un mejor desempeño que el proceso de coagulación química en el tratamiento de lixiviados, generando menor cantidad de lodos y previendo la transferencia innecesaria de iones (Fernandes et al., 2014). La electro-coagulación eliminaría la materia suspendida y los coloides, que representan un grupo importante de compuestos refractarios presentes en los lixiviados (Fernandes et al., 2015).

Las ventajas de la electro-coagulación incluyen una alta eficiencia de eliminación de materia orgánica, una instalación de tratamiento compacta y simple, condiciones operativas de fácil control, un costo relativamente bajo y la posibilidad de una automatización completa (Torretta et al., 2017).

Los factores operativos importantes que influyen en el rendimiento de la electro-coagulación incluyen la distancia entre electrodos, agitación mecánica, densidad de corriente, pH y conductividad (Fernandes et al., 2015).

Investigaciones de tratamiento de lixiviados mediante electro-coagulación han logrado remociones de DQO de 25% hasta 45%. Algunos resultados de estas investigaciones se muestran a continuación:

- Simón et al. (2023) con un influente (pH 7.3 ± 0.1 , DQO 40.2 ± 1 gL^{-1} y DBO_5 3.6 ± 0.03 gL^{-1}) en un sistema Fe-Fe removiendo 25% de demanda química de oxígeno.
- Tejera et al. (2021) utilizaron un influente (pH 8.3, DQO 4.9 ± 0.6 gL^{-1} y DBO_5 0.058 ± 0.01 gL^{-1}) en un sistema Fe-Fe removiendo el 38% de demanda química de oxígeno.
- Huda et al. (2017) usaron un influente (pH 8.43 ± 0.5 , DQO: 7.2 ± 0.4 gL^{-1} , DBO_5 0.54 ± 0.02 gL^{-1}) en un sistema Fe-Fe removiendo 45% de demanda química de oxígeno.
- Bouhezila et al. (2011) trataron un influente (índice de biodegradabilidad 0.09–0.12, DQO 3.12 gL^{-1}) en dos sistemas independientes: Al-Al y Fe-Fe; logrando remociones para el aluminio de 70%, 60%, 24% y 56%; y para hierro de 68%, 16%, 15% y 28%; para carbono orgánico disuelto, turbiedad, nitrógeno total y color; respectivamente.

2.2.2. Electro-oxidación

La electro-oxidación es uno de los procesos electroquímico más usados para eliminar contaminantes orgánicos de aguas residuales. En la electro-oxidación los contaminantes son eliminados de dos formas (Mandal et al., 2017): electro-oxidación directa (los compuestos orgánicos se oxidan mediante la transferencia de electrones al ánodo directamente) y electro-oxidación indirecta (se generan algunas especies electroactivas que actúan como mediadores para llevar a cabo la degradación) (De Battisti y Martínez-Huitle, 2018).

El rendimiento de la electro-oxidación depende específicamente de diferentes factores: tipo de ánodos, tiempo de tratamiento, densidad de corriente, adición de electrolitos, caudal de recirculación y el pH (Fernandes et al., 2012). La Figura 2-4 incluye una representación esquemática del proceso de electro-oxidación, destacándose las etapas directa e indirecta.

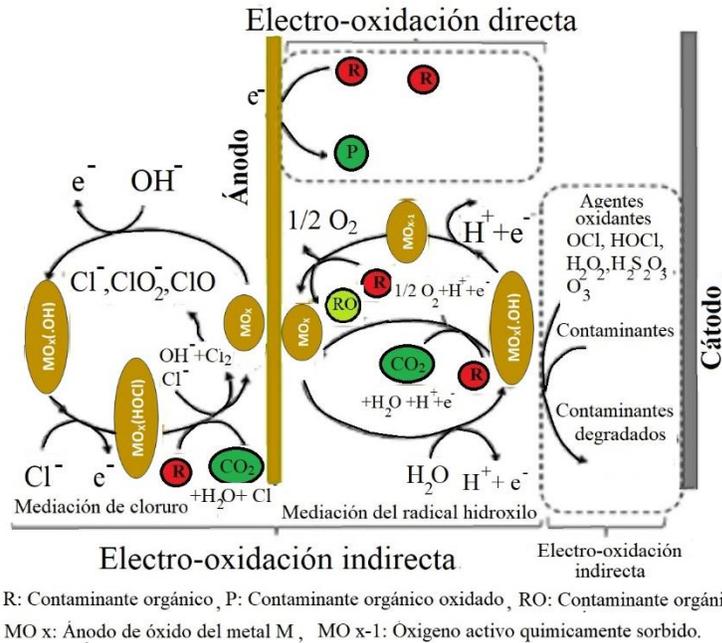
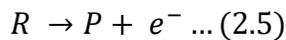


Figura 2-4. Representación esquemática de la oxidación electroquímica directa e indirecta
Adaptado de Mandal et al. (2017).

2.2.2.1. Electro-oxidación directa

La degradación orgánica por electro-oxidación directa sigue dos pasos:

- Difusión de contaminantes orgánicos de la mayor parte del electrolito a la superficie del ánodo donde son adsorbidos.
- Oxidación de los compuestos orgánicos en la superficie del ánodo a través de la transferencia de electrones como se indica en la Ecuación 2.5, donde “R” es el contaminante orgánico y “P” es el contaminante orgánico oxidado (Mandal et al., 2017).



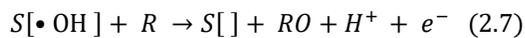
La electro-oxidación directa del contaminante es posible si el sistema electroquímico funciona a un potencial muy bajo, antes de la reacción de evolución de oxígeno. En la electro-oxidación directa se promueve la formación de •OH adsorbidos en la superficie del ánodo, radicales que oxidarán aún más los compuestos orgánicos por electrólisis indirecta (Mandal et al., 2017).

2.2.2.2. Electro-oxidación indirecta

La electrólisis indirecta se logra en la región potencial donde se produce la evolución de oxígeno debido a la oxidación del agua. Como resultado de la reacción de evolución de oxígeno algunas

especies intermedias se forman, actuando como punto de oxidación en la superficie del ánodo. La eficacia de este mecanismo de degradación depende del material de electrodo seleccionado y las condiciones experimentales (Mandal et al., 2017).

Llevar a cabo la electrólisis a un potencial mayor que el potencial de "estabilidad del agua" conduce a la formación de radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$). Los $\bullet\text{OH}$ se adsorben en la superficie del ánodo –Ecuación 2.6– y son efectivos en la oxidación de compuestos orgánicos –Ecuación 2.7– (Drogui et al., 2007); incluyendo la degradación de sustancias aromáticas, recalcitrantes al tratamiento biológico convencional (Panizza y Cerisola, 2009).



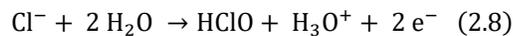
Donde:

S: Sitios para la adsorción de los radicales hidroxilos generados.

R: Contaminantes orgánicos.

RO: Contaminante orgánico oxidado.

La degradación del $\text{NH}_3\text{-N}$ tiene lugar principalmente a través de procesos de oxidación indirecta utilizando el hipoclorito formado a través de la oxidación de Cl^- presentes (Urriaga et al., 2009). La presencia de Cl^- conduce a la formación de ácido hipocloroso (HClO) –Ecuación 2.8– por el proceso de oxidación anódica (Drogui et al., 2007):

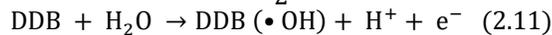
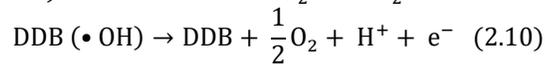


En el caso de los electrodos de diamante dopado con boro, estos se consideran los ánodos no activos más potentes para la oxidación electroquímica, produciendo $\bullet\text{OH}$ que permanecen disponibles con altas tasas de oxidación en compuestos orgánicos (Alfaro et al., 2006). Los ánodos de diamante dopado con boro tienen excelentes propiedades: alta conductividad y resistencia, estabilidad química y electroquímica, bajas propiedades de adsorción y de formación de capas de polímeros, alto potencial de evolución de oxígeno >3 volts– (Panizza y Cerisola, 2009; Zhao et al., 2010) y permiten producir $\bullet\text{OH}$ a partir de la electrólisis del agua.

Los electrodos de diamante dopados con boro tienen una amplia ventana de potencial operativo: el desprendimiento de hidrógeno comienza a -1.25 V, en comparación con los electrodos de hidrógeno convencionales; y la formación de oxígeno puede exceder los 2.3 V; por lo que la ventana de potencial puede exceder los 3 V (Fudala-Ksiazek et al., 2018).

En el caso de la presencia de compuestos no biodegradables con anillos aromáticos, el ánodo de diamante dopado con boro puede abrir el anillo, aumentando el índice de biodegradabilidad (Zhao et al., 2010), conduciendo a una excelente eficiencia de eliminación de DQO (Cabeza et al., 2007a). Debido a la superficie inerte de los ánodos de diamante dopado con boro, los $\bullet\text{OH}$ se adsorben muy débilmente y en consecuencia son muy reactivos frente a la oxidación completa de materia orgánica (Fernandes et al., 2014).

Se ha propuesto un modelo para describir la degradación de compuestos orgánicos (R) –Ecuación 2.9– y la reacción de evolución del oxígeno –Ecuación 2.10– en ánodos de diamante dopado con boro (DDB) a través de la mediación de los $\bullet\text{OH}$ –Ecuación 2.11– (Alfaro et al., 2006).



2.2.2.3. Investigaciones relacionadas

Existen diversas investigaciones de sistemas de electro-oxidación usando ánodos de diamante dopado con boro al tratar lixiviados logrado buenos resultados, con remociones de materia orgánica, medida como disminución de DQO, de 34 hasta el 98%. Para el caso de tratamiento de lixiviados concentrados o como efluentes de algún sistema de tratamiento previo se reportan algunas investigaciones con los siguientes resultados:

- Zhou et al. (2016) usaron lixiviados obtenidos de un proceso de ósmosis inversa (DQO 3.78 gL^{-1} , índice de biodegradabilidad 0.05) en un sistema ánodo-cátodo diamante dopado con boro-acero inoxidable con remociones de 87.5% y 74.1% de demanda química de oxígeno y 46% de nitrógeno amoniacal.
- Fernandes et al. (2014) trataron lixiviados generados en un reactor biológico secuencial (DQO 6.2 gL^{-1} , índice de biodegradabilidad 0.13) en un sistema de ánodo-cátodo: silicio/diamante dopado con boro-acero inoxidable; removiendo 56%, 30% y 60% de demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto y nitrógeno amoniacal; respectivamente.
- Anglada et al. (2009) utilizaron lixiviados tratados en un reactor secuencial de flujo discontinuo (pH 8.1, DQO 0.86 gL^{-1}) en un sistema ánodo-cátodo: diamante dopado con

boro-acero inoxidable, removiendo 92% y 83% de demanda química de oxígeno y de nitrógeno amoniacal.

Para el caso de tratamiento de lixiviados maduros algunas investigaciones han alcanzado los siguientes resultados:

- Panizza y Martínez-Huitle (2013) con influente (índice de biodegradabilidad 0.1, DQO 0.78 gL^{-1}) en un sistema ánodo-cátodo: diamante dopado con boro-acero inoxidable, logrando remociones de 95% de demanda química de oxígeno y de nitrógeno amoniacal.
- Pérez et al. (2012) usaron lixiviados (pH 8.2, DQO 2.86 gL^{-1}) en un sistema de diamante dopado con boro como ánodo y cátodo, removiendo el 93% de nitrógeno amoniacal.
- Fudala-Ksiazek et al. (2018) usando un influente (pH 7.8, DQO 4.3 g L^{-1} , $\text{NH}_3\text{-N}$: 2.2 gL^{-1} , DBO_5 0.4gL^{-1}) en un sistema ánodo-cátodo: diamante dopado con boro-tantalio, removiendo el 79% de demanda química de oxígeno y el 41% de nitrógeno amoniacal.

Capítulo III. Metodología

Para la elaboración del presente trabajo de investigación se propuso una metodología de cinco etapas a desarrollar, las cuales se relacionan directamente con el planteamiento del problema y los objetivos descritos en apartados anteriores. La Figura 3–1 muestra el esquema de metodología usada en este proyecto.

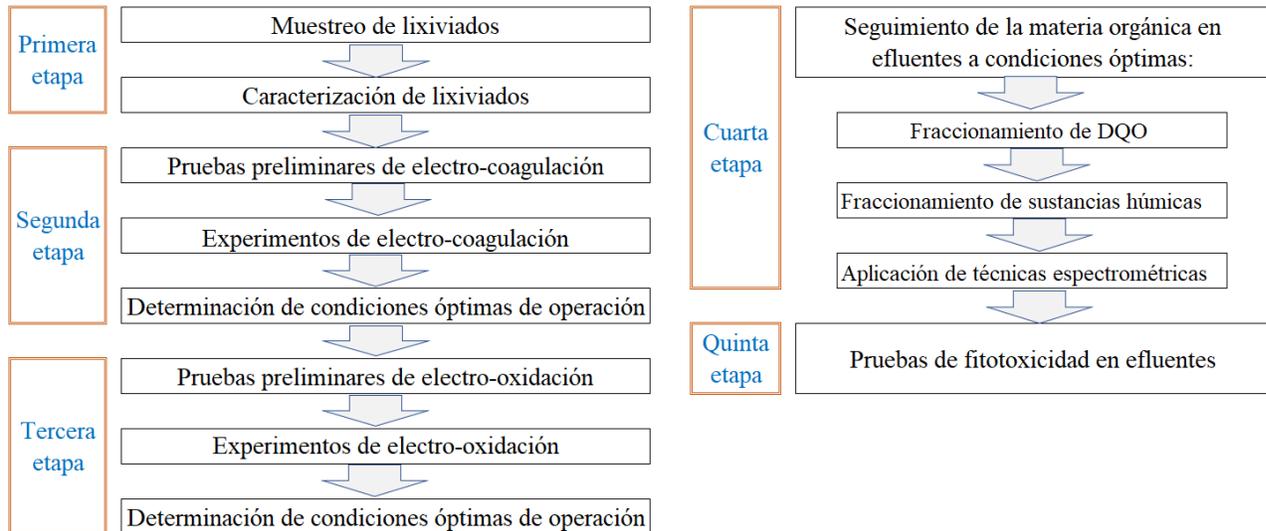


Figura 3–1. Esquema de la metodología desarrollada en la presente investigación

Fuente: Elaboración propia.

La primera etapa fue la recolección y caracterización de los lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente. La segunda etapa involucró el desarrollo de las pruebas experimentales del proceso de electro-coagulación para determinar las condiciones de operación para la mejor remoción de materia orgánica, medida como DQO. La tercera etapa incluyó las pruebas experimentales del proceso de electro-oxidación usando como influente el efluente generado en el proceso de electro-coagulación a máxima remoción de materia orgánica. En esta etapa de electro-oxidación se determinaron las condiciones experimentales que obtuvieron la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO. La cuarta etapa implicó la evaluación de la materia orgánica en los efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación en condiciones de máxima remoción de materia orgánica, medida como DQO. Para esto se usaron técnicas analíticas (fraccionamientos de DQO y de sustancias húmicas) y espectroscópicas (UV-VIS y FTIR). La quinta etapa circunscribió las pruebas de fitotoxicidad en los efluentes, complementándose con un análisis ICP-OES en el lixiviado crudo, efluentes y las radículas generadas en las pruebas de fitotoxicidad.

3.1. Primera etapa. Muestreo y caracterización de lixiviados

Los lixiviados se obtuvieron del RSBP Etapa III. La muestra se recolectó en el mes de marzo del 2021 del cárcamo de bombeo número 8. Las características fisicoquímicas de los lixiviados y efluentes generados en el sistema de tratamiento se analizaron según los métodos estándar (APHA, 2012). Adicionalmente los lixiviados se caracterizaron por *ICP-OES*, tomando como referencia la Norma ISO 11885-2007E (ISO, 2007) –Determinación de elementos seleccionados mediante *ICP-OES*-. La Tabla 3-1 resume las metodologías usadas en este proyecto. Las muestras de lixiviados se recogieron en recipientes de plástico de 20 L de capacidad y se conservaron en refrigeración a 4 °C hasta su análisis.

Tabla 3-1. Metodologías usadas en la caracterización de lixiviados y efluentes

Parámetro	Referências APHA (2012) y otras	Principio de aplicación
pH	4500-H ⁺ B	Método electrométrico: Medición de la fuerza electromotriz de una celda electroquímica, formada por la muestra, un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia.
Conductividad eléctrica	2510	Método electrométrico: Los iones se mueven independientemente y se dirigen a los electrodos de carga opuesta mediante la aplicación de un campo eléctrico. Se calcula de la conductividad a partir de su resistencia y las dimensiones de la celda de conductividad.
Potencial óxido reducción	2580 B	Método electrométrico: Determinación potenciométrica de la actividad o intensidad del electrón con un electrodo indicador inerte y un indicador disponible de referencia.
Cloruros	4500 B	Método Argentométrico. En una solución neutra o ligeramente alcalina, el K ₂ CrO ₄ indica el punto final de la valoración de cloruro en AgNO ₃ . El Ag Cl se precipita cuantitativamente antes de que se forme el Ag ₂ CrO ₄ .
Demanda química de oxígeno	5220 D	Cálculo del valor de DQO a partir de la cantidad de Cr ₂ O ₇ ²⁻ reducida mediante el método de circuito cerrado en presencia de catalizador de plata en H ₂ SO ₄ concentrado y AgSO ₄ en la unidad de prueba con cantidad de K ₂ Cr ₂ O ₇ conocida.
Demanda bioquímica de oxígeno	5210B	Colocar la muestra en botella hermética e incubarla a la temperatura especificada durante 5 d. El oxígeno disuelto se mide inicialmente y después de la incubación, y se calcula a partir de la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y final.
Color	2120 C	Método espectrofotométrico: Medir la transmisión de la luz producida a través de una muestra que se comparará con un testigo.
Absorbancia UV	5910 B	Los compuestos orgánicos que absorben los rayos UV en una muestra absorben la luz UV en proporción a su concentración.
Fraciones de DQO	Abu Amr et al. (2014), Bashir et al. (2013)	Separación de DQO biodegradable por aireación. Separación de la DQO soluble por coagulación.
Fracionamiento de sustancias húmicas	Dia et al. (2018)	Separación de ácidos húmicos por acidificación, separación de ácidos fúlvicos por adsorción.
Nitrógeno amoniacal	4500-NH ₃ B	Para convertir NH ₄ ⁺ en NH ₃ , se añade un exceso de álcali a la mezcla de reacción ácida, seguido de ebullición y desgasificación del NH ₃ en una solución de H ₃ BO ₃ de concentración conocida.
Carbono orgánico disuelto	5310 C	El catalizador se inyecta en la cámara de reacción caliente. A medida que el agua se evapora, el dióxido de carbono se oxida a CO ₂ y H ₂ O. El CO ₂ es transportado por la corriente de gas portador y medido mediante un detector de infrarrojo no dispersivo.
Metales	ISO, (2007)	<i>ICP-OES</i> : Medición de la emisión de luz mediante técnica espectroscópica óptica. nebulizando las muestras para pasar a una antorcha de plasma para producir la excitación.

3.2. Segunda etapa. Experimentos del proceso de electro-coagulación

En esta sección se detallan los diseños de experimentos para el proceso de electro-coagulación y de electro-oxidación, incluyéndose la definición operativa de las variables usadas. Se adjuntan además los detalles de operación de los reactores de electro-coagulación y electro-oxidación que se usaron en este proyecto.

3.2.1. Diseño de experimentos de los procesos de electro-coagulación y electro-oxidación

El diseño de experimentos fue del tipo ortogonal fraccionado L_9 (3^4) (Montgomery, 2017; Taguchi et al., 2004). con nueve corridas, tres niveles por factor y tres replicas. Se realizaron las pruebas de Kolmogórov-Smirnov y de Levene para comprobar la normalidad y la igualdad de varianzas (Montgomery, 2017). La variable dependiente fue la remoción de materia orgánica, medida como DQO.

Para simplificar el diseño experimental y partiendo de investigaciones previas (Deng et al., 2018; Ghanbari et al., 2020; Tanyol et al., 2018; Yazici et al., 2019) en el proceso de electro-coagulación permaneció constante la distancia entre electrodos (1 cm), y en el caso de la electro-oxidación el flujo de alimentación al reactor fue 1.2 Lmin^{-1} . Los rangos de las variables dependientes se determinaron por experimentos preliminares y por revisión bibliográfica previas (Deng et al., 2018; Ghanbari et al., 2020; Tanyol et al., 2018; Yazici et al., 2019) (Tabla 3-2). En la Tabla 3-3 se muestra la matriz de los experimentos realizados. Para determinar las condiciones operativas para la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, se usó la metodología de superficie de respuesta mediante el programa estadístico Minitab 18® (Minitab, 2022).

Tabla 3-2. Valores nominales y codificados de las variables independientes en los procesos de electro-coagulación y electro-oxidación

Electro-coagulación							
Intensidad de corriente eléctrica (Amperios)				Agitación (revoluciones por minuto)			
Valor nominal	2.5	4.0	5.5	Valor nominal	0	100	200
Valor codificado	-1	0	+1	Valor codificado	-1	0	+1
pH							
Valor nominal	6	7	8				
Valor codificado	-1	0	+1				
Electro-oxidación							
NaCl adicional (gL^{-1})				Separación entre electrodos (cm)			
Valor nominal	0	1	2	Valor nominal	0.50	0.75	1.00
Valor codificado	-1	0	+1	Valor codificado	-1	0	+1
Intensidad de corriente (Amperios)				pH			
Valor nominal	1	2	3	Valor nominal	6	7	8
Valor codificado	-1	0	+1	Valor codificado	-1	0	+1

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3–3. *Matriz de experimentos con variables dependientes codificadas*

Electro-coagulación				Electro-oxidación				
Experimento	Intensidad de corriente	Agitación	pH	Experimento	NaCl	Intensidad de corriente	Separación electrodos	pH
1	-1	-1	-1	1	-1	-1	-1	-1
2	-1	0	0	2	-1	0	0	0
3	-1	+1	+1	3	-1	+1	+1	+1
4	0	-1	0	4	0	-1	0	+1
5	0	0	+1	5	0	0	+1	-1
6	0	+1	-1	6	0	+1	-1	0
7	+1	-1	+1	7	+1	-1	+1	0
8	+1	0	-1	8	+1	0	-1	+1
9	+1	+1	0	9	+1	+1	0	-1

Fuente: Elaboración propia.

3.2.2. Reactor de electro-coagulación

Como reactor se usó un recipiente plástico (plexiglás) en forma de paralelepípedo (15x10x15 cm) con un volumen útil de 1.5 L adaptando en su base un soporte para la colocación de los electrodos. Se compró una placa de hierro de 1 m² con espesor de 0.003 m a la compañía *Blue Scope Steel Limited* ® (Nueva Gales del Sur, Australia). De acuerdo con la hoja técnica proporcionada por el proveedor el contenido de hierro en la placa fue 99.287%. La placa se cortó en secciones rectangulares de 0.01 m de lado para formar los ánodos (área útil sumergible de 180 cm²). Se adquirió una placa de acero inoxidable de alta resistencia, 1 m² y espesor de 0.003 m, grado de aleación UNS14–4 proporcionado por *Latrobe Specialty Steel Company* ® (Pensilvania, EE. UU). La placa se cortó en secciones rectangulares de 0.01 m para obtener así los cátodos.

Se usó una fuente de poder regulable Steren Prl 258 (STEREN ®, México) para obtener la corriente eléctrica continua. Todos los experimentos se realizaron a temperatura controlada de laboratorio (21 °C). Se elaboraron gráficos de seguimiento de los parámetros evaluados (demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, nitrógeno amoniacal y color) en valores normalizados (X/X₀) a diferentes tiempos de tratamiento (20, 40, 60, 80, 100 y 120 min).

Se resolvieron los modelos cinéticos para definir el mejor ajuste en las disminuciones de los parámetros evaluados estableciendo una reacción de pseudo primer orden en todos los casos. Se consideró la Ecuación 3.1 y su expresión linealizada (Ecuación 3.2) para determinar la constante cinética de la reacción. Los ajustes de los modelos se valoraron con el valor del coeficiente de correlación (Upadhyay, 2006).

$$\int_{A_0}^A \frac{d[X]}{[X]} = -k \int_0^t dt \quad (3.1)$$

$$\ln [X]_t = -k t + \ln[X]_o \quad (3.2)$$

Se determinó el contenido de hierro mediante *ICP-OES* en los lixiviados crudos, en los efluentes de electro-coagulación y de electro-oxidación, y en los lodos de electro-coagulación. Se consideró la Ley de Faraday (Ecuación 3.3) para conocer el hierro teórico disuelto en el proceso. Se determinó la eficiencia de corriente del sistema comparando el valor teórico de hierro disuelto con el valor de masa perdida en el ánodo de hierro en los experimentos.

$$m = \frac{I t M}{n F} \dots (3.3) \quad (\text{Arhoun et al., 2023})$$

Donde:

m es la masa de hierro disuelto teóricamente (g)

I es la intensidad de corriente eléctrica (Amperios)

t es el tiempo de electro-coagulación (s)

M es la masa molecular del hierro (55.845 g/mol)

n es valencia metálica (3) y F es la constante de Faraday (96500 C/mol)

Se realizó el balance de masa de hierro en el reactor con la Ecuación 3.4.

$$\text{Fe disuelto} + \text{Fe en lixiviado crudo} = \text{Fe en lodos} + \text{Fe en efluente} \dots (3.4)$$

La Figura 3-2 muestra el esquema del acomodo de los reactores de electro-coagulación y de electro-oxidación en el sistema de tratamiento propuesto.

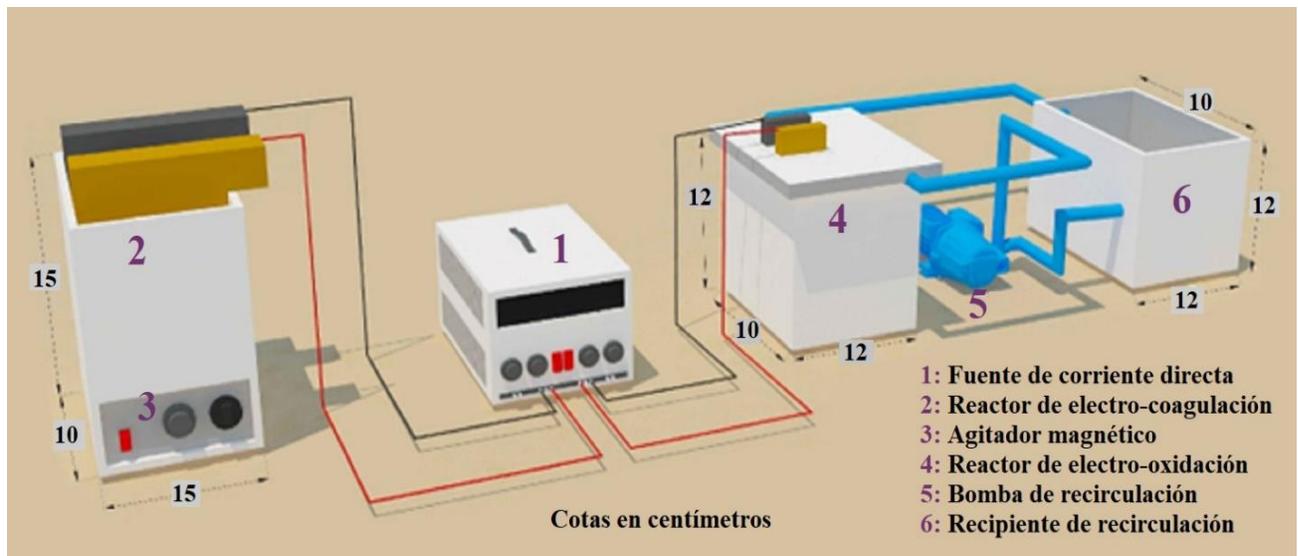


Figura 3-2. Esquema de los reactores de electro-coagulación y electro-oxidación

Fuente: Elaboración propia.

3.3. Tercera etapa. Experimentos del proceso de electro-oxidación

En esta sección se incluye el detalle de la metodología desarrollada en el proceso de electro-oxidación, describiendo sus condiciones operativas.

3.3.1. Reactor de electro-oxidación

Los experimentos de electro-oxidación se realizaron en lotes en un reactor de plexiglás en forma de paralelepípedo (10x12x12 cm) incluyendo un sistema de recirculación continuo mediante un recipiente externo de forma que el volumen útil del sistema fue de 1.5 L. Para la recirculación se usó una bomba peristáltica de la marca Masterflex B/T ® (Beijing, China). El sistema ánodo-cátodo fue diamante dopado con boro-acero inoxidable. Las dimensiones de los electrodos fueron 0.08 cm x 0.04 cm, con 60 cm² de superficie útil por electrodo. El ánodo de diamante dopado con boro se adquirió a la empresa *Changsha Better Ultra-Hard Materials Co., Ltd* ® (Wuhan, China). Los datos técnicos proporcionados por el proveedor señalan un sustrato de silicona con una resistividad de 100 mΩ.cm con grosor de 0.002 m y con revestimiento de diamante de 3 μm estimando 5000 ppm de boro. El cátodo de acero inoxidable se cortó a las medidas necesarias de la misma placa de acero que se usó en el proceso de electro-coagulación.

Se elaboraron gráficos de seguimiento de los parámetros evaluados (demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, nitrógeno amoniacal y color) en valores normalizados (X/X_0) a diferentes tiempos de tratamiento (15, 30, 45 y 60 min). Se resolvieron los modelos cinéticos para definir el mejor ajuste en las disminuciones de los parámetros evaluados, estableciendo una reacción de pseudo primer orden en todos los casos.

3.4. Cuarta etapa. Evolución de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento propuestos

A condiciones operativas de máxima remoción de materia orgánica, medida como DQO, se realizó la evaluación de la materia orgánica en los efluentes generados por métodos analíticos (fraccionamientos de DQO y de sustancias húmicas) y usando técnicas espectroscópicas (UV-VIS y FTIR).

3.4.1. Métodos espectroscópicos

La absorbancia (UV-VIS) se midió con un espectrofotómetro marca Aqua-Mate Plus (*Thermo Fisher Scientific Inc.*®, *Waltham, Massachusetts*, EE. UU.) con una celda de cuarzo rectangular de 1 cm de paso. Se corrió el espectro a longitudes de onda de 200 a 600 nm en un ancho de banda de 1 nm en incrementos de 4 nm. Se utilizó agua destilada tipo II como muestra de blanco. Se usó una lámpara de deuterio y una lámpara de tungsteno para generar luz UV y visible, respectivamente. El equipo tuvo una precisión espectral (para la validación del equipo) de 0.1 nm para la lámpara de tungsteno y 0.3 nm para la lámpara de deuterio.

Los espectros *FTIR* fueron registrados en un dispositivo Nicolet 6700 (*Thermo Fisher Scientific Inc.* *Waltham, Massachusetts*®, EE. UU.) en el rango de número de onda 400 cm^{-1} – 1800 cm^{-1} . Se usó la técnica de reflexión total atenuada (*ATR*, por sus siglas en inglés) que permitió medir los espectros sin tener que realizar complicados pretratamientos a las muestras. La energía de la luz pasó a través de un cristal óptico de alto índice de refracción que no absorbe la radiación infrarroja (se utilizó el sensor *ATR* de seleniuro de zinc –ZnSe– dopado con un revestimiento de diamante). Se empleó un accesorio simple de *ATR* de reflexión interna con prensa. El equipo tenía una relación señal-ruido de 50.000: 1, una resolución espectral de 0.25 cm^{-1} y un detector de sulfato de triglicina deuterado (*DTGS*) de rápida recuperación empleando el software OMNIC para la recolección de datos. Las muestras se analizaron en estado sólido con el objetivo de eliminar la interferencia del agua (banda ancha alrededor de $3500\text{--}3200\text{ cm}^{-1}$). Para ello, las muestras se secaron con calentamiento moderado a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ en una parrilla de calentamiento. Los espectros se registraron en modo de absorción.

3.4.2. Métodos analíticos

Las fracción de la DQO inerte o no biodegradable (DQOnb) se determinó mediante aireación de una muestra de 1 L, manteniendo el volumen inicial constante agregando agua destilada. La DQO biodegradable (DQOb) se calculó por diferencia a la DQO total (DQOt) (Abu Amr et al., 2014; Yazici et al., 2019). La DQO soluble (DQOs) se estableció usando ZnSO_4 como coagulante y pasando la muestra a través de un filtro de membrana de $0.45\text{ }\mu\text{m}$. La DQO particulada (DQOp) se obtuvo por diferencia a la DQO total (Abu Amr et al., 2013; Yazici et al., 2019). La DQO soluble biodegradable (DQOsb) se informó como la DQO biodegradable (DQOb), mientras que la DQO soluble no biodegradable (DQOsnb) se fijó por la diferencia entre DQOs y la DQOsb (Yazici et al., 2019).

Las fracciones húmicas (fracción hidrofílica, ácidos húmicos y fúlvicos) se determinaron en función de su solubilidades en medios ácidos y básicos (Dia et al., 2018). Los ácidos húmicos son solubles en medio alcalino, mientras que los ácidos fúlvicos son capaces de solubilizar en cualquier condición de pH (Adb et al., 2021). En la Figura 3–3 se incluye un esquema de esta metodología.

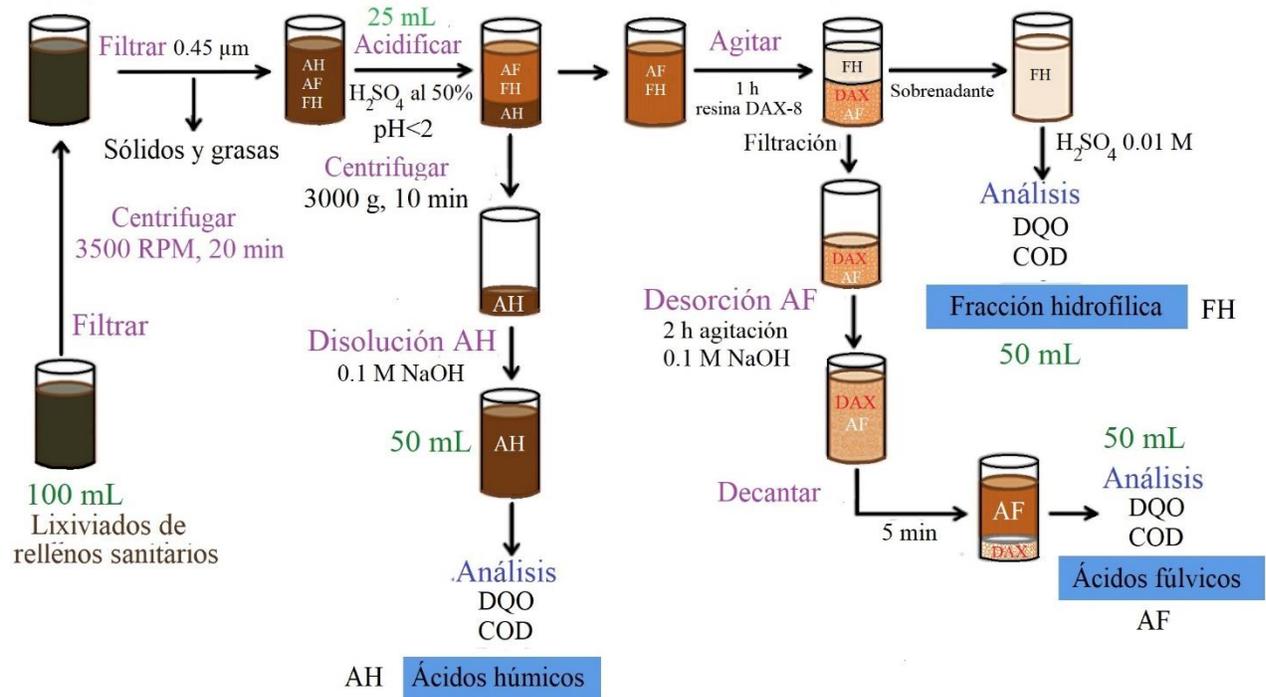


Figura 3–3. Representación esquemática de la metodología para el fraccionamiento de las sustancias húmicas. Adaptado de Dia et al. (2018).

3.5. Quinta etapa. Pruebas de fitotoxicidad y análisis ICP–OES

En esta sección se incluye el detalle de la metodología usada en las pruebas de fitotoxicidad y la explicación de los análisis ICP–OES, incluyendo la preparación de las muestras y las condiciones de operación del equipo.

3.5.1. Pruebas de fitotoxicidad

Las semillas de *L. sativa* pueden ser consideradas como una semilla estandarizada para pruebas de fitotoxicidad. El bioensayo con esta planta está avalado internacionalmente por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos –OECD, por sus siglas en inglés– (OCDE, 2006), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos –USEPA, por sus siglas en inglés– (USEPA, 1996), y por la Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales –ASTM, por sus siglas en inglés– (ASTM, 1990). La razón por la que incluyeron semillas adicionales de *C. sativus* y *P.*

vulgaris en las pruebas de fitotoxicidad es que se podrían generar datos acerca del posible efecto de los contaminantes en las comunidades vegetales cercanas a rellenos sanitarios en funcionamiento y clausurados. Las semillas mencionadas son de fácil y rápida germinación, sensibles al estrés ambiental, fáciles de manejar con ciclo de vida relativamente corto, proporcionan resultados consistentes, reproducibles y son plantas ampliamente cultivadas en zonas cercanas a rellenos sanitarios en México. Es interesante considerar la importancia de estas semillas desde el punto de vista hortícola.

Se usaron como referencia la normas ISO –ISO11269–1 (Determinación de los efectos de los contaminantes por medición de inhibición del crecimiento radicular)– e ISO –ISO11269–2 (Efectos del suelo contaminado en la aparición y el crecimiento temprano de plantas superiores) (ISO, 2017a, 2017b) para evaluar el efecto en la germinación y en el crecimiento temprano en las tres semillas ya mencionadas (*L. sativa*, *C. sativus* y *P. vulgaris*) a diferentes diluciones de lixiviados (su uso el lixiviado crudo y los efluentes de electro-coagulación y de electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO). Se empleó como sustrato tierra de jardín adquirida con un distribuidor local de la Alcaldía Xochimilco en la Ciudad de México. Las semillas se compraron en paquetes de 8 g a Rancho Los Molinos ® (Ciudad de México, México).

El diseño experimental fue un diseño factorial con doce réplicas. Las variables independientes fueron:

- Semilla.
- Diluciones del lixiviado tratado (0% –agua de la llave–, 2.5%, 10%, 30%, 60% y 90%).
- pH a valor original sin ajuste (8.4 para el lixiviado crudo, 9.5 para el efluente de electro-coagulación y 5.4 para el efluente de electro-oxidación); y pH ajustado a 7 utilizando ácido cítrico al 20% peso; o bien, solución de NaOH 0.1 N).
- Lixiviado utilizado (lixiviado crudo y los efluentes de electro-coagulación y de electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO).

La razón por la que se decidió usar el ácido cítrico para ajustar el pH de los lixiviados y efluentes fue que de hecho es uno de los ácidos orgánicos más importantes en las plantas (Campbell, 2010), y es un ácido orgánico que desempeña funciones específicas como fuente de carbono un componente natural de los exudados de las raíces (Cesari et al., 2020). De esta forma se evitó el efecto de la oxidación de materia orgánica presente por la posible adición de H₂SO₄ para ajustar el pH.

Las variables de respuesta fueron tasa de germinación (Ecuación 3.5), inhibición del crecimiento (Ecuación 3.6) e índice de germinación (Ecuación 3.7).

$$\% \text{ Tasa de germinación} = \frac{\text{Número de semillas germinadas}}{\text{Total de semillas}} \times 100 \dots (3.5)$$

$$\% \text{ Inhibición en el crecimiento} = \frac{(\text{Longitud de radícula control} - \text{Longitud de radícula dilución})}{\text{Longitud de radícula control}} \times 100 \dots (3.6)$$

$$\text{Índice de germinación} = \left(\frac{\text{Longitud de radícula dilución}}{\text{Longitud de radícula control}} \right) \left(\frac{\text{Tasa de germinación dilución}}{\text{Tasa de germinación control}} \right) \dots (3.7)$$

Las diluciones usadas se prepararon mezclando lixiviados crudos y efluentes con agua del grifo (la dilución al 0% incluyó únicamente agua de la llave). Las pruebas se realizaron usando bandejas de germinación de polipropileno (0.03 m x 0.03 m). Cada bandeja estuvo formada por 12 celdas de germinación (Figura 3–4).



Figura 3–4. *Bandeja de germinación utilizada en las pruebas de fitotoxicidad*
Fuente: *Elaboración propia.*

Las celdas se llenaron con tierra de jardín humedeciéndola con 5 mL de la dilución evaluada. Las semillas con buena apariencia física fueron empapadas en agua del grifo durante dos horas antes del experimento, previo a ser colocadas en la celda. Las semillas fueron distribuidas uniformemente en las celdas de germinación: 10 semillas de *L. sativa* y 5 semillas de *C. sativus* y *P. vulgaris*. Los recipientes de germinación se mantuvieron en un invernadero bajo una cubierta de película plástica translúcida que permitía el paso de luz solar pero no la lluvia. Se evaluó la germinación y el

crecimiento temprano de las semilla siete días después de que el 50% de las plántulas del grupo de control habían emergido. Las celdas de germinación fueron regadas con la dilución correspondiente agregando 5 mL a cada celda en forma diaria. Después de la prueba, todas las plantas fueron cuidadosamente retiradas de las macetas, incluyendo sus radículas, tallos y hojas. Las radículas, tanto delgadas como gruesas, se lavaron a fondo con agua del grifo para eliminar cualquier residuo de suelo.

Se calculó la mitad de la concentración efectiva máxima (EC_{50}) a partir de la relación dosis-respuesta entre la tasa de germinación y la dilución de los lixiviados o efluentes mediante análisis Probit con límites de confianza del 95%. Para el análisis estadístico de los datos generados se utilizó el software estadístico *MINITAB* 18. La diferencia estadísticamente significativa entre los grupos se determinó mediante el *ANOVA* unidireccional y bidireccional y la prueba de Tukey. Se realizaron las pruebas de Kolmogórov-Smirnov y de Levene para comprobar la normalidad y la igualdad de varianzas en los datos experimentales (Montgomery, 2017).

3.5.2. Análisis *ICP-OES* a lixiviado crudo, efluentes, radículas y suelo

Se realizó el análisis *ICP-OES* al lixiviado crudo, efluentes generados a mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; y a la tierra de jardín usada en las pruebas. En relación con los análisis *ICP-OES* de las radículas, se usaron las muestras obtenidas mediante el efluente generado por el sistema de tratamiento completo: electro-coagulación electro-oxidación. La metodología usada para estas pruebas se describe a continuación.

3.5.2.1. Reactivos químicos y materiales

Se utilizó argón de alta pureza (99.99%) como gas plasma, auxiliar y nebulizador (CRYOINFRA ®, Ciudad de México). Se usó HNO_3 y H_2O_2 de grado analítico de Merck ® (Darmstadt, Alemania). Todo el material de vidrio utilizado en el experimento fue de calidad "A" y había sido calibrado. En el experimento se empleó una micropipeta con un rango calibrado de 100 μ L a 1000 μ L.

3.5.2.2. Preparación de muestras

Se pesaron aproximadamente 0.4 g de muestras sólidas (tierra y radículas) y 5 mL de muestra líquida (lixiviado crudo y efluentes). En un tubo de digestión se adicionaron 5 mL de HNO_3 y 5 mL de H_2O_2 . Se usó la metodología descrita por Stadler y Michaelis, (2021) para digestión asistida por microondas

a 120 °C por 30 minutos, seguido de filtración con papel filtro Whatman No. 41. El volumen final de las muestras fue de 25 mL, ajustando con solución de HNO₃ 5%.

3.5.2.3. Equipo ICP-OES y condiciones de trabajo

Equipo ICP-OES Agilent-Technologies 5100 ® (Santa Clara, California, EE. UU.) con caudal de gas de plasma 12 L, caudal de gas auxiliar (argón) 0.7 Lmin⁻¹, potencia de radiofrecuencia 1.2 kW, velocidad de bomba 12 rpm y detector de dispositivos de carga acoplada (CCD, por sus siglas en inglés). La altura vertical del plasma fue de 7 mm con tiempo de absorción de 30 s retardo de 5 s y un tiempo de enjuague de 10 s. El período de estabilización inicial y tiempo entre los análisis replicados se fijó en 10 s y 5 s. Para la elaboración de las curvas de calibración del equipo se usó una solución multi-elemental estándar *Quality Control Standard 26*, HPS ® (Charleston, Carolina del Sur, EE. UU.) de 1000 µgmL⁻¹ para K y 100 µgmL⁻¹ para los elementos restantes.

Capítulo IV. Resultados y Discusión

4.1. Primera Etapa. Caracterización de lixiviados crudos

Los resultados de la caracterización de los lixiviados crudos del RSBP en este proyecto se muestran en la Tabla 4–1. El lixiviado crudo tuvo una conductividad eléctrica de 8.5 mScm^{-1} . Otras investigaciones en lixiviados han obtenido valores diferentes: Fudala–Ksiazek et al. (2018) determinaron 12.6 mScm^{-1} , y Abu Amr et al. (2013) encontraron 18.3 mScm^{-1} . Estos valores elevados en conductividad eléctrica pueden ser atribuidos a los sólidos disueltos originados por el contenido aniones y cationes (El Fadili et al., 2022). En este proyecto el valor de la conductividad eléctrica en los lixiviados crudos evitó la necesidad de agregar algún electrolito adicional que facilitara el proceso de electro-coagulación.

Tabla 4–1. *Caracterización de lixiviado crudo usado en esta investigación*

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Demanda química de oxígeno	3400±120	Fracción hidrofílica (medido como DQO)	872±40
Demanda bioquímica de oxígeno	420±20	Ácidos húmicos (medido como COD)	850±40
Índice de biodegradabilidad	0.094	Ácidos fúlvicos (medido como COD)	334±10
Carbono orgánico disuelto	1162±90	Fracción hidrofílica (medida como COD)	260±10
Nitrógeno amoniacal	658±30	DQO no biodegradable	2530±10
Nitrógeno total	1510±60	DQO biodegradable	870±40
Cloruros	6681±160	DQO soluble	1768±80
Color	3200±90	DQP particulada	1632±70
Potencial óxido reducción	240±10	DQO soluble biodegradable	870±40
Ácidos húmicos (medido como DQO)	1944±100	DQO soluble no biodegradable	898±40
Ácidos fúlvicos (medido como DQO)	774±54	pH	8.4±0.2

COD: Carbono orgánico disuelto. Unidades en mgL^{-1} excepto color (U Pt–Co) y potencial óxido–reducción (mV). Índice de biodegradabilidad y pH adimensionales. Fuente: Elaboración propia.

Dentro de los iones inorgánicos presentes en los lixiviados se incluyen los cloruros. El valor de cloruros en los lixiviados crudos en este proyecto fue de $6.7 \pm 0.15 \text{ gL}^{-1}$. De hecho, el contenido de cloruros puede ser utilizado como un indicador de contaminación (Umar et al., 2010). El contenido de cloruros en el lixiviado crudo se puede atribuir a la mezcla particular de RSU contenidos en el relleno sanitario (Mor et al., 2006), que incluirían altas cantidades de sales solubles provenientes de fuentes antropogénicas: residuos de cocina de hogares, restaurantes y hoteles (Abunama et al., 2021). En esta investigación es importante destacar la situación particular del relleno sanitario Bordo Poniente que lo diferencian de otros rellenos sanitarios: su ubicación en una zona lacustre altamente salina. Esta situación evidentemente contribuye a la presencia de cloruros en los lixiviados del RSBP.

La presencia de cloruros en los lixiviados crudos en cierta medida puede ser benéfica, al considerar el sistema de tratamiento propuesto de procesos electroquímicos. Se mencionan a continuación tres de estos beneficios:

- Incremento de la conductividad eléctrica en el proceso, reduciendo el consumo de energía eléctrica e incrementando la eficiencia de remoción de materia orgánica (Sharma et al., 2020).
- Disminución de los impactos negativos de aniones como: CO_3^{2+} , HCO_3^- y SO_4^{2-} ; que actuarían como portadores de carga, disminuyendo la eficiencia de la corriente eléctrica (Chen, 2004).
- Se evita la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} , lo que formaría una capa de óxido de estos cationes en la superficie del ánodo, lo que disminuiría la eficiencia de la corriente eléctrica en el proceso (Anantha y Ramesh, 2013).

En este proyecto los lixiviados crudos incluyeron una demanda química de oxígeno fue de $3.4 \pm 0.12 \text{ gL}^{-1}$. En comparación con otras investigaciones de lixiviados maduros se encontraron diferencias significativas: Aftab et al. (2020) obtuvieron una demanda química de oxígeno de 0.536 gL^{-1} y Poblete y Pérez (2020) encontraron 12.3 gL^{-1} . La razón de estas notables diferencias entre lixiviados es la variabilidad en su producción y composición (Mandal et al., 2017), variabilidad originada por la composición de los residuos, las técnicas de vertido, la temperatura ambiente y la edad de los lixiviados (El Fadili et al., 2022).

EL valor de carbono orgánico disuelto en los lixiviados crudos de este proyecto fue de $1.16 \pm 0.08 \text{ gL}^{-1}$. La determinación del carbono orgánico en las muestras se considera un parámetro más respetuoso con el medio ambiente con respecto a los productos químicos usados durante su determinación (Kim et al., 2023). Considerando que los lixiviados provienen del relleno sanitario Bordo Poniente que fue clausurado en 1994, el contenido de carbono orgánico disuelto podría incluir principalmente sustancias húmicas de alto peso molecular (Adb et al., 2021). Estos compuestos húmicos incluirían ácidos húmicos y fúlvicos (Schellekens et al., 2017).

El pH obtenido en los lixiviados crudos de este proyecto fue 8.4 ± 0.2 ; valor consistente con otras investigaciones con lixiviados maduros. Poblete y Pérez (2020) encontraron un valor de 8.9. A nivel general los lixiviados maduros tienen un valor de pH superior a 7.0 como resultado de la reducción microbiológica de los ácidos grasos volátiles durante la fase metanogénica (Hussein et al., 2019;

Zakaria y Aziz, 2018). Los valores de pH alcalino en los lixiviados maduros se justifican por las etapas que sufren los RSU en un relleno sanitario: etapa acetogénica y metanogénica (Wijekoon et al., 2022).

El valor obtenido del índice de biodegradabilidad en los lixiviados crudos en este proyecto fue de 0.094. El índice de biodegradabilidad se aplica comúnmente para proporcionar información sobre la biodegradabilidad de los lixiviados. Dado que los lixiviados jóvenes tienen un valor de 0.4–0.6 o incluso superior (Naveen et al., 2016), y que los lixiviados maduros tienen valores entre 0.05–0.1 (Kamaruddin et al., 2015); se confirma que el lixiviado muestreado en este proyecto pertenece al tipo maduro. Situación que era de esperar, ya que la Etapa III del RSBP cerró desde 1994 por lo que los lixiviados tiene una edad muy superior a los 10 años. En general, es recomendable que los lixiviados jóvenes reciban tratamientos de tipo biológico (Fan et al., 2006); mientras que la baja biodegradabilidad de los lixiviados maduros señala que las opciones fisicoquímicas son más recomendables (Abunama et al., 2021; Li et al., 2009). La elección de procesos electroquímicos como alternativas de tratamiento a los lixiviados de este proyecto fue acertada.

Un índice de biodegradabilidad inferior a 0.1 es señal de un alto contenido de materia orgánica no biodegradable (Abunama et al., 2021), situación confirmada por el valor obtenido de DQO no biodegradable en el lixiviado crudo de este proyecto, que fue de 74%. Yazici et al. (2019) determinaron una DQO no biodegradable de 93% en lixiviados concentrados por nanofiltración. El valor de la DQO particulada en este proyecto fue 48% en el lixiviado crudo, indicativo de presencia de material coloidal susceptible a coagulación. Yazici et al. (2019) encontraron un 28% en la DQO particulada en lixiviados concentrados. Las diferencias en los resultados obtenidos por Yazici et al. (2019) y los resultados en este proyecto se justifican por las diferencias notable entre lixiviados crudos y lixiviados concentrados. En relación con la DQO soluble no biodegradable, los lixiviados crudos en este proyecto tuvieron un 49% del material soluble total.

En esta investigación el lixiviado crudo tuvo un valor de color de 3200 ± 90 U Pt–Co. El color característico de los lixiviados estabilizados (pardo oscuro) puede asociarse con la presencia de sustancias orgánicas en su última fase de degradación: sustancias húmicas, principalmente ácidos húmicos y fúlvicos (Ibrahim y Yaser, 2019; Tripathy y Kumar, 2019). Una disminución de color en los lixiviados tratados implicaría una reducción de contenido de sustancias húmicas.

Los lixiviados crudos de este proyecto tuvieron un olor ligeramente desagradable, originado por la presencia de H_2S y de $\text{NH}_3\text{-N}$ (Shadi et al., 2020; Shehzad et al., 2016). El contenido de $\text{NH}_3\text{-N}$ en los lixiviados crudos muestreados fue de $658 \pm 26 \text{ mgL}^{-1}$. Alcantar (2015) encontró un valor de 268 mgL^{-1} en la misma Etapa III del relleno sanitario Bordo Poniente, aunque en otro punto de muestreo.

La presencia de $\text{NH}_3\text{-N}$ en los lixiviados se deriva de la degradación biológica de aminoácidos y otras materias orgánicas nitrogenadas contenidas en los RSU (Abunama et al., 2021). El $\text{NH}_3\text{-N}$ es muy estable en condiciones anaeróbicas, por lo que es el componente que más tiempo permanece en el lixiviado (Gamar et al., 2017). Dado que la toxicidad del $\text{NH}_3\text{-N}$ puede interrumpir las operaciones de tratamientos biológicos es posible confirmar nuevamente que la elección de los tratamientos electroquímicos propuestos en esta investigación fue la adecuada.

En los lixiviados crudos de esta investigación la fracción de sustancias húmicas, medidas como DQO, fue: ácidos húmicos $1944 \pm 104 \text{ mgL}^{-1}$ (54% del total) y ácidos fúlvicos 774.54 mgL^{-1} (22% del total). Dia et al. (2018) caracterizaron lixiviados crudos encontrando 27% de ácidos húmicos y 42% de ácido fúlvicos. El contenido de sustancias húmicas en los lixiviados crudos usados en este proyecto representó el 76% de la DQO total. Los resultados de esta caracterización permiten afirmar que los lixiviados muestreados en el Etapa III de RSBP pueden ser clasificados dentro de la categoría de lixiviados maduros, situación atribuible a que el RSBP clausuró la Etapa III en 1994.

En relación con los resultados en metales en los lixiviados crudos debe de considerarse que a nivel general en los lixiviados maduros la concentración de metales pesados tiende a disminuir debido al incremento del pH (Teng et al., 2021). Vinti et al., (2023) realizó una revisión exhaustiva de la caracterización de lixiviados a nivel mundial. Esa caracterización se utilizó como referencia para comparar los resultados obtenidos en este proyecto. El valor de hierro en los lixiviados crudos muestreados en esta investigación fue de $3.8 \pm 0.12 \text{ mgL}^{-1}$, valor muy diferente al reportado por Vinti et al. (2023) con valores de $40.1 \pm 7.9 \text{ mg L}^{-1}$. Este menor valor de contenido de hierro en los lixiviados de este proyecto podría deberse a que en el hierro presente podría estar unido a sulfuros de baja solubilidad, reduciendo así su concentración final (Mishra et al., 2023).

El cadmio alcanzó un valor inferior a 0.01, contra $0.04 \pm 0.07 \text{ mgL}^{-1}$ obtenido por Vinti et al. (2023). El plomo obtuvo un valor por debajo de 0.1 mgL^{-1} , no muy diferente al propuesto por Vinti et al. (2023) de $0.13 \pm 0.07 \text{ mgL}^{-1}$. El contenido de Cd y Pb podría tener su origen en los residuos de

componentes eléctricos, aparatos electrónicos y baterías depositadas en el relleno sanitario (Vinti et al., 2023). En la Sección 4.4.4. de este documento se muestran los resultados del contenido de metales en los efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación de este proyecto; incluyéndose la discusión respectiva.

4.2. Segunda etapa. Experimentación del sistema de electro-coagulación

Una vez realizados los experimentos propuestos en el proceso de electro-coagulación se determinaron los porcentajes de remoción de materia orgánica, medida como DQO, Con estos datos se realizó el análisis estadístico a través de la metodología de superficie de respuesta para determinar las condiciones de operación para la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO. En la Tabla 4-2 se muestran los resultados experimentales en el proceso de electro-coagulación.

Tabla 4-2. Resultados de las pruebas experimentales en el proceso de electro-coagulación

Experimento	Intensidad eléctrica (Amperios)	Agitación (RPM)	pH	Remoción de DQO (%)		
				Replica 1	Replica 2	Replica 3
E1	2.5	0	6	36.8	35.1	37.2
E2	2.5	100	7	44.9	43.9	47.8
E3	2.5	200	8	37.9	36.8	39.5
E4	4.0	0	7	42.9	40.2	42.1
E5	4.0	100	8	64.1	60.9	63.9
E6	4.0	200	6	58.9	54.8	58.1
E7	5.5	0	8	41.8	40.2	43.4
E8	5.5	100	6	53.1	50.5	52.9
E9	5.5	200	7	47.3	44.5	46.7

RPM: Revoluciones por minuto. Fuente: Elaboración propia.

La mayor remoción de materia orgánica, medida como disminución de DQO, se alcanzó en el experimento 5 ($62.3 \pm 1.8\%$). Otras investigaciones en lixiviados han obtenido resultados diferentes en la remoción de materia orgánica, medida como DQO, usando ánodos de hierro: Sun et al. (2022) obtuvieron 53%, Yazici et al. (2019) removieron el 57.4% y Bouhezila et al. (2011) lograron el 68%. La explicación a estas remociones de materia orgánica medida, como DQO, superiores al 50% es que el ánodo de hierro es muy eficiente en lixiviados, a través de la generación de iones “in situ” que favorecen la coagulación y posterior remoción de materia orgánica (Chen et al., 2021).

La verificación de la distribución normal de los datos mediante la prueba Kolmogórov-Smirnov fue positiva ($p\ 0.42 > 0.05$), así como la verificación de la igualdad de varianzas mediante la prueba de Levene para los datos experimentales ($p\ 0.58 > 0.05$). Considerando el modelo de estimación de coeficientes y el ANOVA (análisis de varianza), se determinaron las variables significativas estadísticamente ($p\ 0.0001; 0.001 < 0.05$): intensidad de corriente (I) y la agitación –el pH no fue

estadísticamente significativo con $p < 0.05$. Después de las pruebas experimentales preliminares en la electro-coagulación se optó por usar valores de pH de 6, 7 y 8; que fueron los que más favorecieron la remoción de materia orgánica medida, como DQO. Esta elección de valores de pH podría justificar precisamente el pH no fuera una variable significativa estadísticamente hablando en los experimentos realizados. A través de la metodología de superficie de respuesta se obtuvo el modelo mostrado en la Ecuación 4.1, con un rendimiento de predicción de R^2_{pred} de 0.95 y un ajuste R^2 de 0.96; valores indicativos del buen ajuste del modelo. Las condiciones experimentales para la máxima remoción de materia orgánica, medida como DQO (63%) fueron: intensidad de corriente eléctrica de 4.3 Amperios (densidad de corriente de 23.3 mAcm^{-2}), agitación de 120 revoluciones por minuto y pH de 7.

$$R \text{ DQO (\%)} = 219.7 + 19.72I + 0.30RPM - 62.91pH - 4.728I^2 - 0.0012RPM^2 + 3.63pH^2 + 2.91pHI \quad (4.1) \text{ (Minitab 19)}$$

4.2.1. Elección de parámetros de operación en el proceso de electro-coagulación

Existen varios parámetros que afectan la eficiencia del proceso de electro-coagulación. En esta sección se discuten precisamente la elección de estos parámetros en este proyecto.

4.2.1.1. Elección del ánodo

En hierro es el ánodo más utilizado en el tratamiento de lixiviados debido a su capacidad para eliminar diferentes tipos de contaminantes, promueve la coagulación, se puede conseguir fácilmente, es estable y no es tóxico (Hakizimana et al., 2017). Lo anterior justifica la elección del hierro como ánodo en este proyecto.

4.2.1.2. Arreglo de los electrodos

El arreglo monopolar paralelo ha obtenido buenos resultados en tratamiento de lixiviados (Ding, et al., 2018). La elección de este arreglo buscó obtener buenas remociones de materia orgánica y al mismo tiempo no exceder los costos de operación del sistema (Ding et al., 2018). Si bien es cierto que dentro de los alcances de este proyecto no se incluyó la consideración económica, es importante no olvidar por completo este factor; razón por la que se decidió el arreglo mono polar en paralelo en este proyecto.

4.2.1.3 Espaciado entre electrodos

El espaciado entre electrodos afecta el flujo y movimiento de iones en el reactor, así como la transferencia de masa del sistema (Adb et al., 2021). Una distancia demasiado corta generaría una congestión de transferencia de sólidos y fluidos, debido a la alta atracción electrostática con mayor resistencia eléctrica (Khandegar y Saroha, 2013). La razón de haber establecido la distancia entre electrodos en este proyecto en 1 cm consideró recomendaciones y resultados reportados en investigaciones previas en lixiviados maduros (De et al., 2019; Preethi et al., 2019).

4.2.1.4. Densidad de corriente eléctrica

La intensidad de corriente eléctrica (densidad de corriente al considerar el área del electrodo) afecta la tasa de generación de los iones coagulantes, la producción de gases, el tamaño de las burbujas y la formación de flóculos (Jiménez–Bambague et al., 2023). Sobre la base de la ley de Faraday, se observa que la concentración de coagulantes metálicos producidos es proporcional a la corriente eléctrica. Islam (2019) reportó que cuando se usa mayor energía eléctrica, la tasa de disolución aumenta, incrementando la formación de complejos hidroxilos; responsables de la eliminación de contaminantes. Sin embargo, un exceso en la densidad de corriente no será eficiente en la remoción de contaminantes. Los rangos de intensidad de corriente propuestos en este proyecto tomaron en cuenta pruebas preliminares y valores propuestos en otras investigaciones aplicadas al tratamiento de lixiviados maduros (Asaithambi et al., 2018; de Pauli et al., 2017; Preethi et al., 2019).

4.2.1.5. Tiempo de operación

La eficiencia en la eliminación de contaminantes a través del proceso electrocoagulación es directamente proporcional al tiempo de tratamiento y a la densidad de corriente. Según de Pauli et al. (2017), al extender el tiempo de electrolisis, más iones de hidróxido metálico se generan por los electrodos, mejorando así la adsorción de contaminantes, así como la tasa de producción de flóculos y burbujas. Sin embargo, el tiempo excesivo de electrolisis puede no mejorar efectivamente la eliminación de contaminantes, ya que tiende a consumir alta energía eléctrica y más electrodos metálicos (Zaied et al., 2020). Además, más allá del tiempo óptimo de electrolisis podría registrarse una disminución en la remoción de materia orgánica debido a la abundante producción de iones metálicos de los electrodos, que interferirían en su transferencia hacia la materia orgánica en el reactor (Kabdaşlı et al., 2012). Diferentes autores han infirmado un rango en el tiempo de tratamiento de 15 a 120 min. En este proyecto se consideró el valor de 120 min.

4.2.1.6. Agitación en el proceso

La agitación mantiene la condición homogénea de los electrolitos a través del movimiento forzado de moléculas iónicas a contaminantes y evita el establecimiento de un gradiente de concentración en el reactor (Gönder et al., 2019). Además, la agitación aumenta la velocidad de transferencia de iones y mejora la distribución de los flóculos de hidróxido metálico del electrodo (Yang et al., 2016). Cuando la velocidad de agitación alcanza su estado óptimo, habrá una mayor eficiencia en la eliminación de los contaminantes. Sin embargo, a una velocidad de agitación inferior o superior a la óptima la eficiencia disminuirá (Adb et al., 2021). Las investigaciones de diversos autores han usado rangos de agitación de 100 a 500 rpm en tratamiento de lixiviados maduros (Naje et al., 2019; Preethi et al., 2019). En este proyecto se usó un rango de 0 a 200 revoluciones por minuto.

4.2.1.7. La conductividad eléctrica del lixiviado

Para un menor consumo de energía se necesita un electrolito de alta conductividad eléctrica (Sharma et al., 2020). Una conductividad baja requeriría agregar un electrolito adicional (como por ejemplo NaCl) para aumentar la conductividad e incrementar así la eficiencia de eliminación de contaminantes (Naje et al., 2017). Investigaciones han propuesto valores que van de 0.1 mScm^{-1} hasta 10 mScm^{-1} en el tratamiento de lixiviados maduros (Apshankar y Goel, 2018). El Lixiviado crudo usado en este proyecto tuvo una conductividad eléctrica de 8.6 mScm^{-1} y dado que en las pruebas preliminares de electro-coagulación no se observó una gran resistencia a la circulación de corriente eléctrica, se decidió no agregar un electrolito adicional.

4.2.1.8. Modo de operación

En un sistema de operación continua se mantienen constantes las condiciones operativas del sistema, así como la concentración de los contaminantes y las tasas de entrada y salida del lixiviado al reactor. Sin embargo, aunque en un reactor operado en lotes tenga un comportamiento más variable en sus condiciones y sea más dinámico (Song et al., 2017); es útil para evaluar la optimización de un proceso basado en varios parámetros de funcionamiento principales (material del electrodo, densidad de corriente, tiempo de electrolisis, etc.). Un reactor por lotes tiene una operatividad más sencilla que un reactor a modo continuo. Por la razones mencionada en este proyecto se optó por usar un reactor operado por lotes.

4.2.2. Seguimiento de los parámetros en el proceso de electro-coagulación

El tiempo de reacción tiene una gran importancia para los procesos electroquímicos. Los resultados de la evolución de demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, color y nitrógeno amoniacal en los experimentos de electro-coagulación se muestran en la Figura 4-1 como valores normalizados (X/X_0) a intervalos de tiempo regulares (cada 20 min) en el tiempo total del proceso (120 min). En todas las gráficas se observó una disminución de los parámetros al aumentar el tiempo del proceso.

La tendencia de los valores de demanda química de oxígeno en valores normalizados DQO/DQO_0 observada en la Figura 4-1 (a) puede explicarse por la cantidad de iones de hierro producido por el electrodo, lo que desestabiliza las sustancias húmicas presentes en el lixiviados produciendo la formación de flóculos y su posterior coagulación. En el proceso se forman diferentes especies de hidróxidos, que incluyen el Fe^{3+} y Fe^{2+} ; no obstante, el Fe^{2+} es menos eficiente como coagulante debido a su mayor solubilidad y a su menor carga positiva (Moussa *et al.*, 2017). La mayor remoción de DQO se dio en el experimento 5 (intensidad de corriente de 4 Amperios, agitación de 100 revoluciones por minuto y pH de 7) obteniendo una DQO de 1.3 gL^{-1} ($DQO/DQO_0=0.377$). El experimento 7 obtuvo el valor más bajo de remoción de DQO con 40% ($DQO 2.0 \text{ gL}^{-1} - DQO/DQO_0 0.60$) con una intensidad de corriente eléctrica de 5.5 Amperios y sin agitación.

La Figura 4-1 (b) registra las disminuciones de los valores normalizados de materia orgánica, medida como carbono orgánico disuelto (COD/COD_0). Se observó un comportamiento muy similar a la demanda química de oxígeno. El valor del carbono orgánico disuelto en el lixiviado crudo fue de $1.16 \pm 0.086 \text{ gL}^{-1}$ ($COD/COD_0 1$), lográndose la mayor remoción en el experimento 5, con un valor de 69% ($COD 0.37 \pm 0.001 \text{ gL}^{-1}$, $COD/COD_0 0.31$). De hecho, aunque la demanda química de oxígeno y el carbono orgánico disuelto miden la materia orgánica, se debe considerar que difieren en su principio de determinación. Mientras la demanda química de oxígeno mide la cantidad de oxígeno necesario para consumir la materia orgánica en un medio oxidante fuerte; el carbono orgánico disuelto mide la cantidad del dióxido de carbono que se libera después del tratamiento de la muestra con oxidantes químicos (Kim *et al.*, 2023). Estas diferencias entre principios de medición justifican la aparente diferencia de valores máximos removidos de 63% para demanda química de oxígeno y 69% para carbono orgánico disuelto.

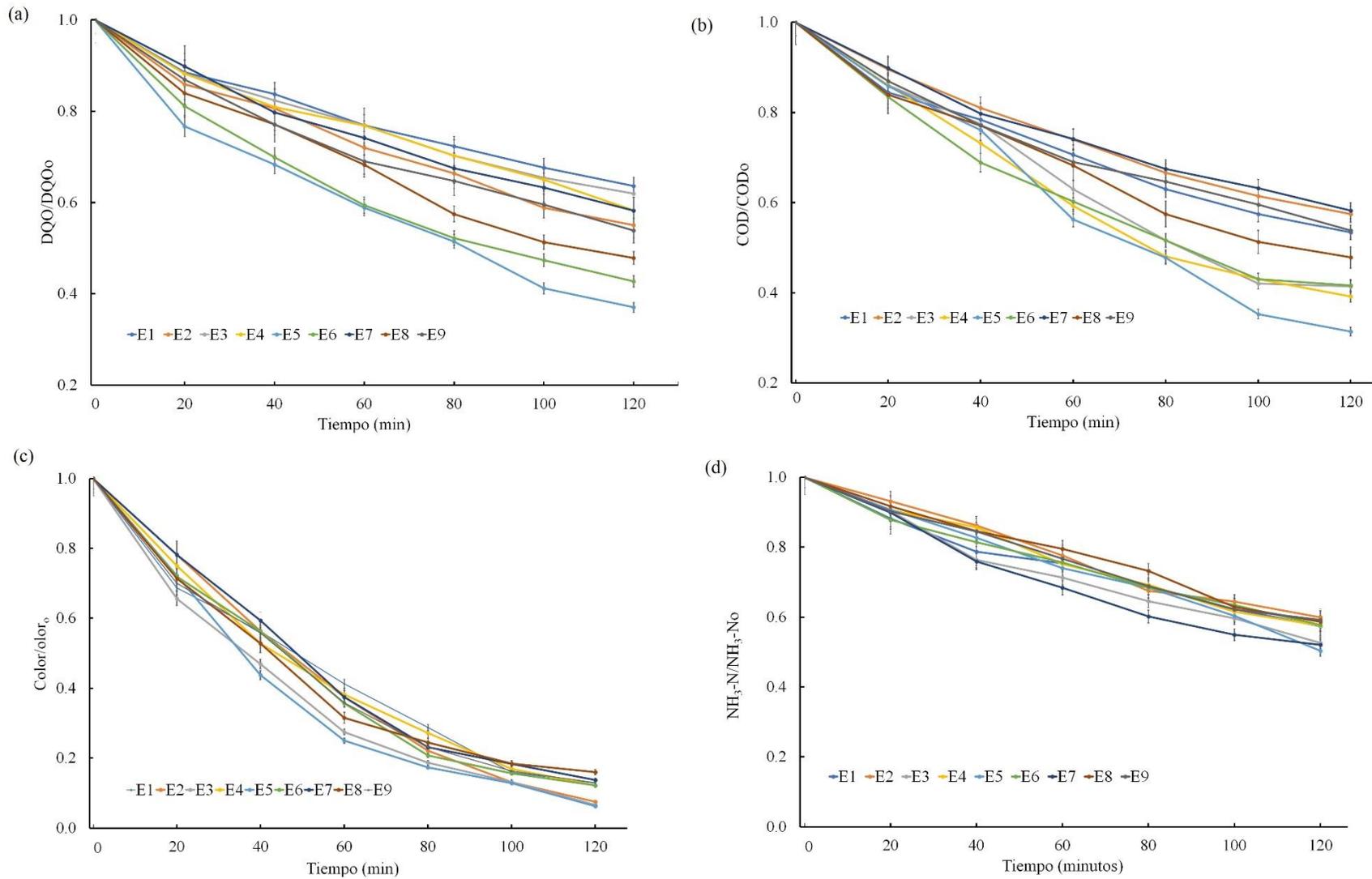


Figura 4–1. Gráficas de la evolución de los diferentes parámetros evaluados en las pruebas experimentales del proceso de electro-coagulación expresados en valores normalizados X/X_0 (a) Demanda química de oxígeno, (b) Carbono orgánicos disueltos, (c) Color y (d) Nitrógeno amoniacal. Fuente: Elaboración propia

La Figura 4-1 (c) señala las disminuciones de color en valores normalizados ($\text{Color}/\text{Color}_0$). El color en los lixiviados crudos fue 3200 ± 90 U Pt-Co. La mayor remoción se logró en el experimento 5 con un valor de 200 U Pt-Co, removiendo el 94% $-\text{Color}/\text{Color}_0$ 0.06-; precisamente el mismo experimento en el que se lograron la mayores remociones de demanda química de oxígeno y carbono orgánico disuelto. La razón de esta situación se debe a que el color está muy relacionado al contenido de materia orgánica. En el caso de lixiviados maduros, en los cuales el contenido mayoritario de materia orgánica incluye sustancias húmicas, se ha establecido una relación directa del color marrón oscuro de los lixiviados con el contenido de sustancias húmicas (Panizza y Martínez-Huitle, 2013). La disminución de color en los lixiviados es un indicativo de la disminución de estas sustancias húmicas mediante el proceso de electro-coagulación, situación confirmada en este proyecto.

La Figura 4-1 (d) señala las disminuciones de nitrógeno amoniacal en valores normalizados $\text{NH}_3\text{-N}/\text{NH}_3\text{-N}_0$. Los lixiviados crudos tenían una concentración de nitrógeno amoniacal de 0.658 ± 0.026 gL^{-1} . En el experimento 5 se logró la mayor remoción de este parámetro (50%) obteniendo 0.329 ± 0.010 gL^{-1} ($\text{NH}_3\text{-N}/\text{NH}_3\text{-N}_0$:0.5). Propiamente el proceso de electro-coagulación no busca la eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$; por lo que la remoción lograda estaría originada principalmente por el proceso de extracción de nitrógeno (*nitrogen stripping*, en inglés), en el que el aumento de la temperatura y de pH en el sistema modifican las condiciones de equilibrio del nitrógeno $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$, favoreciendo la eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$ como gas hacia la atmósfera (Singh y Dash, 2023). Un factor adicional que favorecería este proceso es la agitación del lixiviado en el reactor, beneficiando la eliminación del $\text{NH}_3\text{-N}$ a fase gas.

Se analizó la cinética química de las disminuciones de la demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, nitrógeno amoniacal, color y de cloruros; obteniendo en todos los casos un ajuste de pseudo primer. Los resultados de las constantes cinéticas obtenidas se muestran en la Tabla 4-3.

Tabla 4-3 *Estimación de las constantes cinéticas a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, en el sistema de electro-coagulación*

Parámetro	Constante cinética (min^{-1})	R ²
Demanda química de oxígeno	0.161	0.98
Carbono orgánico disuelto	0.206	0.98
Color	0.370	0.99
Nitrógeno amoniacal	0.109	0.98
Cloruros	0.105	0.97

R²: Coeficiente de determinación. Fuente: Elaboración propia.

Los valores de coeficientes de determinación fueron superiores a 0.9, señal de un buen ajuste de los datos experimentales al modelo cinético propuesto. El parámetro en el que se obtuvo el valor mayor de constante cinética fue el color con un valor de 80.31 min^{-1} , situación atribuible a la remoción de materia orgánica, medida como DQO, de 63%.

4.2.3. Diagrama potencial óxido reducción-pH para el proceso de electro-coagulación

Un diagrama de potencial oxido reducción-pH en el proceso de electro-coagulación puede ser muy útil para definir la presencia de formas estables de hierro en el proceso observando sus trayectorias (Deng et al., 2019). Se elaboró el diagrama de potencial óxido reducción-pH desde t de 0 min hasta t de 120 min (Figura 4-2).

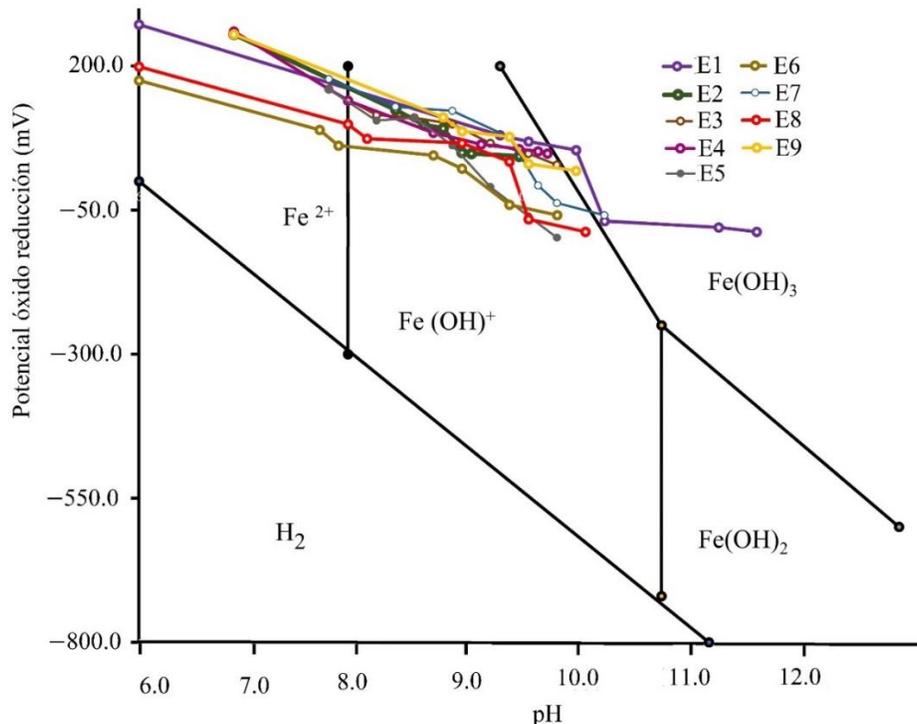


Figura 4-2. Diagrama de potencial óxido reducción-pH en los experimentos de electrocoagulación. Fuente: Elaboración propia.

Los iones ferrosos (Fe^{2+}) son altamente solubles, pobres coagulantes sin capacidad de adsorción de contaminantes (Yazici et al., 2019). La eficiencia del proceso se favorece cuando los iones ferrosos se oxidan a iones férricos (Fe^{3+}); situación que se presenta si el pH tiene valores superiores a 5 (situación que se presentó en todos los experimentos realizados), aunque esta oxidación se realiza completamente a un pH de 8 a 9 (Gatsios et al., 2015; Yazici et al., 2019). Considerando los

resultados mostrados en el diagrama potencial oxido reducción-pH en todos los experimentos realizados se encontró presencia de $\text{Fe}(\text{OH})^+$.

En el diagrama se observa que los valores positivos de potencial óxido reducción (50 mV a 200 mV) están acompañados de valores más bajos de pH ($6 < \text{pH} < 9$); mientras que valores bajos de potencial oxido reducción (-280 mV a 0 mV) se relacionaron con los valores más altos de pH ($9 < \text{pH} < 11$). Se encontró una correlación negativa estadísticamente significativa entre el potencial oxido reducción y el pH para el total de datos agrupados en los 7 experimentos ($r: -0.85, p < 0.05, n: 63$); así como para los experimentos propuestos (desde $r -0.98$ en el experimento 9 hasta $r -0.86$ en el experimento 2; con $p < 0.05$ en ambos casos).

El potencial óxido reducción es una propiedad fisicoquímica que presentan los solutos capaces de intercambiar electrones con un electrodo inerte. Si el valor es negativo significa que hubo una reducción; es decir, el poder reductor es más fuerte que el oxidante. Si el valor es positivo, significa que ha habido una oxidación; es decir, que el agente oxidante es más fuerte que el reductor (Nabuyanda et al., 2022).

Una posible explicación a esta correlación negativa de potencial óxido reducción y pH es que los valores positivos de potencial óxido reducción son señal de presencia de iones hidronio, lo que justifica la relación de altos valores de potencial óxido-reducción con los valores más bajos de pH en los experimentos (de carácter más ácido, menos alcalino). Al desarrollarse el proceso de electro-coagulación los valores de potencial óxido reducción disminuyen, señal inequívoca de generación de iones hidroxilo (que de hecho es el principio del proceso de electro-coagulación), el hierro del ánodo se oxida (pierde electrones), electrones que son captados en el cátodo favoreciendo el proceso de reducción, aumentando el pH y disminuyendo el valor del potencial óxido reducción.

Ha sido comprobado que los hidróxidos de hierro tienen una fuerte capacidad de adsorción de coloides y de partículas dispersas (Moreno-Casillas et al., 2007). La variación de los valores del potencial de óxido reducción puede ser explicado por la modificación de las concentraciones de las especies oxidantes o reductoras durante el proceso (Deng et al., 2019). Un factor limitante en la remoción de materia orgánica fue el aumento del pH durante el proceso (situación que se presentó en todos los experimentos y que es fácilmente observable en la Figura 4-2). En condiciones alcalinas

algunos flóculos de $\text{Fe}(\text{OH})_2$ serán convertidos en aniones solubles $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, lo que no favorecerá la remoción de materia orgánica (Fernandes et al., 2015).

4.3. Tercera etapa. Experimentos del sistema de electro-oxidación

Se determinó el porcentaje de remoción de materia orgánica, medida como DQO, en los experimentos de electro-oxidación obteniéndose los resultados registrados en la Tabla 4-4. La mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, se consiguió en el experimento 5 con $52.2 \pm 1\%$ (porcentaje en relación con el valor de DQO en el influente del proceso de electro-oxidación).

Tabla 4-4. Resultados de las pruebas experimentales en el proceso de electro-oxidación

Experimento	NaCl (gL^{-1})	Distancia electrodos (cm)	Intensidad eléctrica Amperios	pH	Remoción de DQO (%)		
					Replica 1	Replica 2	Replica 3
E1	0	0.5	1	6	31.9	30.6	34.2
E2	0	0.75	2	7	42.6	41.1	44.3
E3	0	1	3	8	34.3	32.3	34
E4	1	0.5	2	8	36.9	35.0	37.1
E5	1	0.75	3	6	52.6	53.2	50.8
E6	1	1	1	7	49.7	47.8	50.0
E7	2	0.5	3	7	39.3	39.0	37.2
E8	2	0.75	1	8	47.5	45.2	46.5
E9	2	1	2	6	45.1	43.1	45.2

Fuente: Elaboración propia.

En otras investigaciones que han usado ánodos de diamante dopado con boro en lixiviados se han generado resultados distintos: Fernandes et al. (2016) removieron 80% de DQO en 90 minutos y Anglada et al. (2011) eliminaron 51% de DQO en 8 horas de tratamiento. La explicación a estas diferencias se justifica por la variabilidad intrínseca en composición de los lixiviados.

La verificación de la distribución normal de los datos mediante la prueba Kolmogórov-Smirnov fue positiva ($p = 0.42 > 0.05$), así como la verificación de la igualdad de varianzas mediante la prueba de Levene ($p = 0.64 > 0.05$) para los datos experimentales. Considerando el modelo de estimación de coeficientes y el ANOVA, se determinaron las variables significativas estadísticamente ($p = 0.001, 0.0012, 0.0014; p < 0.05$): adición de electrolito adicional (NaCl), distancia entre electrodos (D) y pH. A través de la metodología de superficie de respuesta se obtuvo el modelo mostrado en la Ecuación 4.2 con un rendimiento de predicción de $R^2_{\text{pred}} 0.97$ y un ajuste R^2 de 0.94, valores indicativos del buen ajuste del modelo obtenido.

$$\%R \text{ DQO} = -149.7 + 16.04\text{NaCl} + 206.5\text{D} - 0.599\text{I} + 34.01\text{pH} - 6.271\text{NaCl}^2 - 128.76\text{D}^2 - 2.579\text{pH}^2$$

(4.2) (Minitab 19)

Con este modelo de determinaron las condiciones operativas que lograron la mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; encontrándose NaCl 1 gL⁻¹, distancia entre electrodos 0.75 cm, intensidad de corriente de 2 Amperios (densidad de corriente 33.3 mAcm⁻²) y pH 7; removiendo el 82% de materia orgánica medida como DQO (comparado con el lixiviado crudo).

4.3.1. Elección de parámetros de operación en el proceso de electro-oxidación

Existieron varios parámetros que afectaron la eficiencia del proceso de electro-oxidación. En esta sección se discuten las justificaciones en la elección de estos parámetros para este proyecto.

4.3.1.1. Material del electrodo

El material de los electrodos define el rendimiento y la vía de degradación. Un material con gran actividad catalítica favorecerá la velocidad de transferencia de los electrones y disminuirá las incrustaciones (Guo et al., 2022). De las diferentes alternativas para material del ánodo se optó por el diamante dopado con boro. El diamante dopado con boro (DDB) es ampliamente utilizado debido a sus buenas propiedades fisicoquímicas y alta capacidad de oxidación: potencial de oxidación: 2.2–2.6 V; sobrepotencial de 1.3 V y alto poder oxidante (He et al., 2019).

4.3.1.2. Densidad de corriente eléctrica

La densidad de corriente eléctrica está relacionada con la efectividad del proceso: a mayor densidad de corriente, mejor remoción de contaminantes. Además, la densidad de corriente está relacionada con la conversión de los cloruros a cloro activo, lo que podría mejorar la eficiencia del tratamiento. Al aumentar la densidad de corriente, la capacidad oxidante del sistema se puede mejorar para que los radicales activos de cloro o hidroxilos puedan generarse en gran cantidad (Guo et al., 2022). La eliminación de DQO y NH₃-N depende principalmente de la oxidación indirecta bajo la acción del cloro activo (Panizza et al., 2010). Los valores de densidad de corriente usados en este proyecto consideraron recomendaciones realizadas por diversos autores (Ding et al., 2013; Zolfaghari et al., 2016), así como pruebas preliminares.

4.3.1.3. pH

Los cambios en el pH tienen un efecto significativo en la disposición de los radicales hidroxilo (radicales que oxidarán la materia orgánica) y en la presencia del cloro generado

electroquímicamente (cloro que oxidará el nitrógeno amoniacal). La reacción de evolución del oxígeno en medio ácido se produce a 1.229 V, pero en medio básico ocurre a 0.401 V; evidentemente el medio ácido favorece generación de radicales hidroxilo y cloro activo (Yuan y Lu, 2005). Además, el medio ácido favorece la interacción débil de los radicales hidroxilo en la superficie del ánodo, factor adicional que favorece la degradación de la materia orgánica. El medio ácido disminuye la presencia de aniones que interfieren con los radicales hidroxilo en la oxidación de la materia orgánica $-\text{CO}_3^{2-}$ y HCO_3^- (Turro et al., 2012). En este proyecto se definió un rango de pH en los experimentos de 6 a 8, considerando valores recomendados en bibliografía (Deng et al., 2018; Ghanbari et al., 2020; Tanyol et al., 2018; Yazici et al., 2019) y mediante pruebas preliminares.

4.3.2. Seguimiento de los parámetros evaluados en el proceso

En las gráficas de la Figura 4-3 se muestra el comportamiento de los parámetros evaluados (demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, color y nitrógeno amoniacal) en los experimentos de electro-oxidación. El seguimiento se realizó a intervalos de tiempo regulares (cada 15 min) en el tiempo total del proceso (60 min), expresándose sus resultados en valores normalizados (X/X_0).

En todas las gráficas se observó una disminución de los parámetros al aumentar el tiempo. En el caso específico del experimento 5; en el que se logró la mayor remoción de materia orgánica, evaluada como DQO; se encontró que fue estadísticamente diferente, comparado a los otros experimentos realizados ($p < 0.05$). La Figura 4-3 (a) registra los datos de la demanda química de oxígeno, expresados en valores normalizados (DQO/DQO_0). El influente tuvo un valor de $1.26 \pm \text{gL}^{-1}$ ($\text{DQO}/\text{DQO}_0 = 1$), obteniéndose un valor final de $0.6 \pm 0.03 \text{ gL}^{-1}$ ($\text{DQO}/\text{DQO}_0 = 0.474$) en el experimento 5, en el que alcanzó la mayor remoción de DQO (52.6%). En el proceso de electro-oxidación, a mayor tiempo, mayor transferencia de electrones, promoviéndose la oxidación directa de materia orgánica (Zhou et al., 2016); lo que justifica el comportamiento de los datos mostrados en la gráfica. Sin embargo, debe de considerarse que existe competencia entre la DQO y el $\text{NH}_3\text{-N}$ para oxidarse (Singh y Dash, 2023).

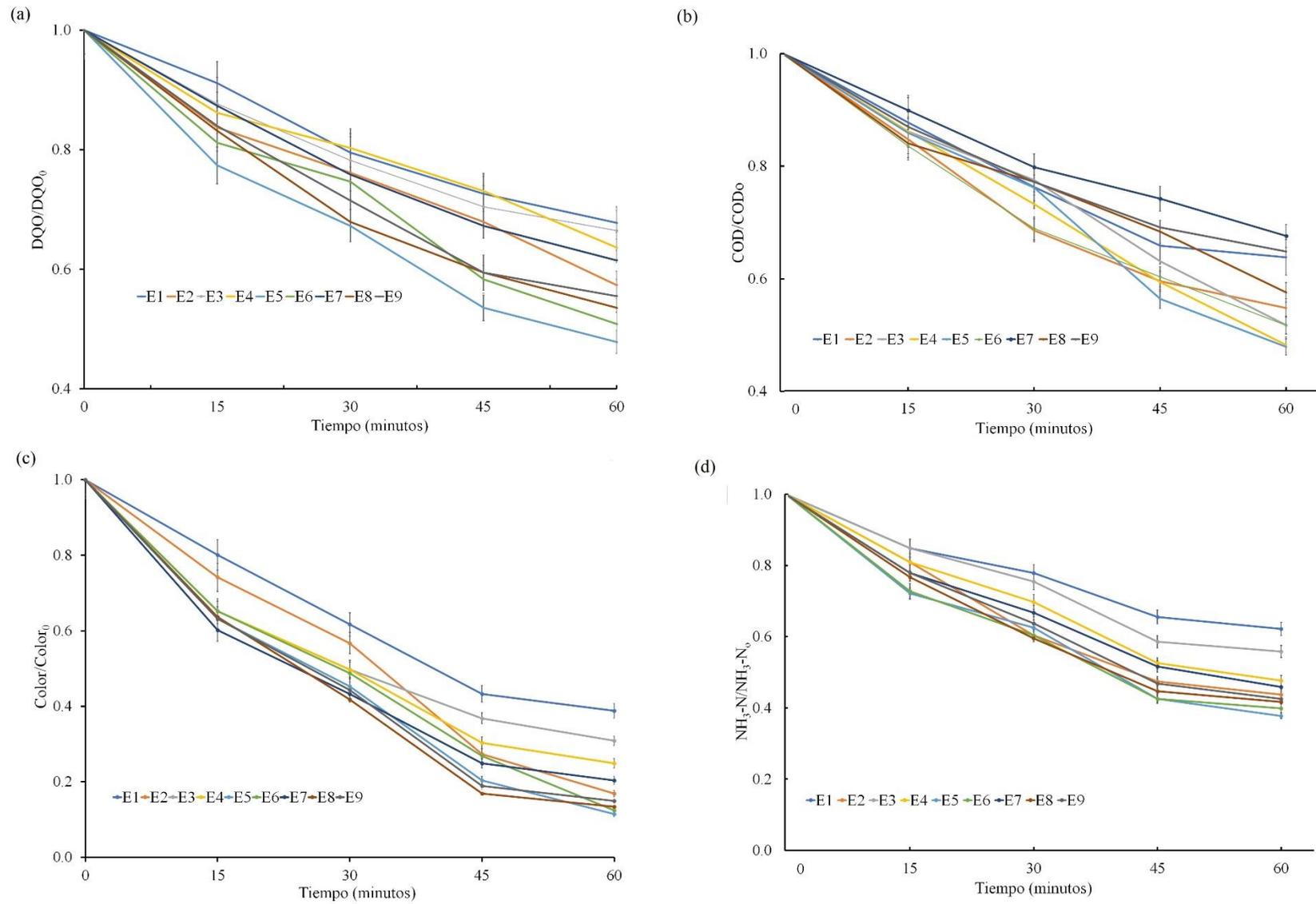


Figura 4-3. Gráficas de la evolución de los diferentes parámetros evaluados en las pruebas experimentales del proceso de electro-oxidación expresados en valores normalizados X/X_0 (a) Demanda química de oxígeno, (b) Carbono orgánicos disueltos, (c) Color, (d) Nitrógeno amoniacal. Fuente: Elaboración propia.

La Figura 4-3 (b) muestra los valores normalizados de carbono orgánico disuelto (COD/COD_o). La mayor remoción fue en el experimento 5, partiendo de un influente de $0.365 \pm 0.01 \text{ gL}^{-1}$ (COD/COD_o: 1), quedando un valor de carbono orgánico disuelto de $0.162 \pm 0.001 \text{ gL}^{-1}$ (CDO/COD_o: 0.44), con una remoción de 55.6%. Este resultado se justifica por la mayor cantidad de radicales hidroxilos con el paso del tiempo.

La Figura 4-3 (c) especifica los valores de color, expresados con valores normalizados (Color/Color_o). El influente tuvo un valor de 201 U Pt-Co (Color/Color: 1) removiendo el 88.5%, quedando en 23 U Pt-Co (Color/Color_o 0.114). La primera etapa del tratamiento (electro-coagulación) removió el 95% de color del lixiviado crudo; sin embargo, la electro-oxidación removió casi el 90% restante, quedando en 23 U Pt-Co. Esta disminución de color adicional se debe presumiblemente a la remoción de sustancia húmicas; mayoritariamente ácidos fúlvicos, que son los que el proceso de electro-coagulación removió más difícilmente.

La Figura 4-3 (d) señala los datos de nitrógeno amoniacal expresado en valores normalizados (NH₃-N/NH₃-N_o). El contenido de nitrógeno amoniacal en el efluente de electro-coagulación tenía un valor de $0.331 \pm 0.02 \text{ gL}^{-1}$ (NH₃-N/NH₃-N_o 1). La mayor remoción (experimento 5) fue de 62.2%, con $0.125 \pm 0.001 \text{ gL}^{-1}$ (NH₃-N/NH₃-N_o 0.377). En el experimento de mayor remoción de NH₃-N se agregó NaCl como electrolito adicional (1 gL^{-1}). Cabe señalar que un aumento de la concentración de cloruros en la superficie del ánodo puede ser beneficioso al formarse HOCl (un fuerte oxidante), el cual participa principalmente en la eliminación indirecta del nitrógeno; sin embargo, el HOCl también podría eliminar algo de materia orgánica y participar en la supresión de la eliminación de la DQO. El aumento de la tasa de oxidación indirecta de NH₃-N puede atribuirse a la formación de oxidantes reactivos del cloruro, como Cl₂/HOCl (Fudala-Ksiazek et al., 2018).

El potencial óxido-reducción en los efluentes de electro-oxidación aumentaron, de valores negativos en el efluente de la electro-coagulación (-50 mV) a valores positivos en los efluentes de electro-oxidación (150 a 280 mV), lo que confirmó la presencia de concentraciones elevadas de oxígeno y otros oxidantes (Fudala-Ksiazek et al., 2018).

Se analizó la cinética de las reducciones en los parámetros, obteniendo en todos los casos un ajuste de pseudo primer. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4-5. Los valores de coeficientes de determinación superiores a 0.9 son señal de un buen ajuste de los datos experimentales al modelo cinético propuesto.

Tabla 4-5. *Estimación de las constantes cinéticas a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, en el sistema de electro-oxidación*

Parámetro	Constante cinética (min ⁻¹)	R ²
Demanda química de oxígeno	0.1844	0.98
Carbono orgánico disuelto	0.139	0.98
Color	0.5466	0.98
Nitrógeno amoniacal	0.2475	0.97
Cloruros	0.1715	0.98

R²: Coeficiente de determinación. Fuente: Elaboración propia.

El parámetro en el que se obtuvo la mayor constante cinética fue el color, situación atribuible a la alta remoción de este parámetro (98%); atribuible a la disminución de la materia orgánica que aporta color a los lixiviados, principalmente sustancias húmicas. Al comparar las constantes cinéticas de los procesos de electro-coagulación y electro-oxidación se observó que: en el caso de las constantes cinéticas para el nitrógeno amoniacal el proceso de electro-oxidación obtuvo un valor de más del doble que el proceso de electro-coagulación (0.2475 min⁻¹ comparado a 0.1095 min⁻¹); situación atribuible a que el proceso de electro-oxidación tiene una capacidad mayor de degradar NH₃-N. El mayor valor de la constante cinética de los cloruros en el proceso de electro-oxidación, comparado al proceso de electro-coagulación (0.1715 min⁻¹ contra 0.1048 min⁻¹) se explica por la mayor capacidad de consumo de cloruros en la electro-oxidación indirecta, comparado con la electro-coagulación.

4.4. Cuarta etapa. Evolución de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento propuestos

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO (electro-coagulación: intensidad de corriente: 4.3 Amperios –densidad de corriente de 23.3 mAcm⁻²–, agitación: 100 revoluciones por minuto y pH: 7; y electro-oxidación: NaCl: 1 gL⁻¹, distancia entre electrodos: 0.75 cm, intensidad de corriente: 2 Amperios –densidad de corriente 33.3 mAcm⁻²– y pH 7) los efluentes generados fueron caracterizado obteniéndose los resultados señalados en la Figura 4-4. Se lograron remociones de demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, color y nitrógeno amoniacal para el proceso de electro-coagulación de 63%, 69%, 94% y 50%, respectivamente; y para el sistema de electro-oxidación de 82%, 86%, 99% y 81%, respectivamente (en relación con el lixiviado crudo).

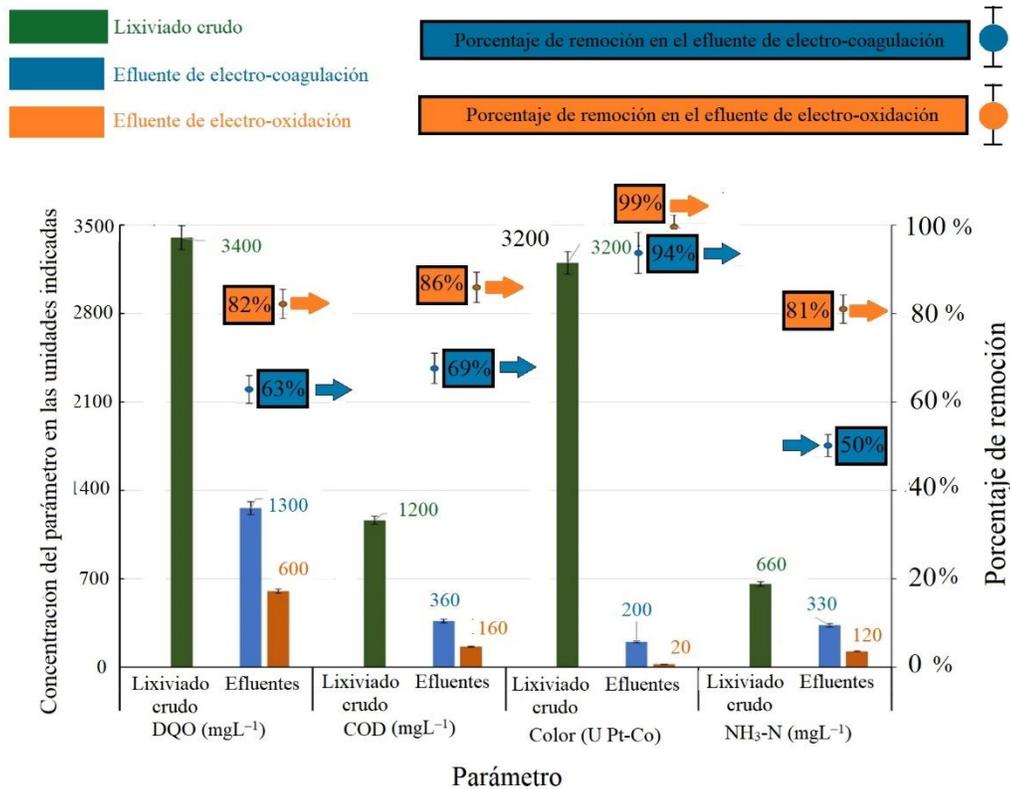


Figura 4-4. Caracterización de efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO

Fuente: Elaboración propia.

La aplicación del proceso de electro-oxidación, como un tratamiento adicional al sistema de electro-coagulación, permitió lograr lixiviados con un mayor nivel de tratamiento, obteniendo aumentos de remociones de demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, color y nitrógeno amoniacal de 19%, 17%, 5% y 31%, respectivamente. El índice de biodegradabilidad cambió. Para el proceso de electro-coagulación se obtuvo un valor de 0.26 (DBO_5 : 338 ± 10 mgL⁻¹) y para el proceso de electro-oxidación se alcanzó 0.48 (DBO_5 : 288 ± 10 mgL⁻¹).

Para el proceso de electro-coagulación, las remociones de materia orgánica, medidas como demanda química de oxígeno (63%) y carbono orgánico disuelto (69%), pueden ser explicadas por la desestabilización de material coloidal originado por la presencia de los hidróxidos de hierro. En el caso del proceso de electro-oxidación, la remoción de materia orgánica: medida como DQO (82%) y medida como carbono orgánico disuelto (86%), tienen su explicación por la oxidación completa a CO₂ de gran parte del material orgánico debido a la acción de radicales •OH formados en el ánodo

de diamante dopado con boro, sumado a la electro-oxidación indirecta mediada por la presencia de cloruros.

En los procesos electroquímicos la conductividad eléctrica es un factor crucial. A mayor conductividad, mayor eficiencia del proceso, menor tiempo requerido en el tratamiento y por consecuencia menor el consumo de energía (Hakizimana et al., 2017). El Lixiviado crudo tenía una conductividad eléctrica de 8.5 mS cm^{-1} , Los efluente generados en el proceso de electro-coagulación tenían valores de 2.2 a 2.8 mS cm^{-1} . A condiciones de mayor remoción de materia orgánica medida, como DQO, se alcanzó un efluente de electro-coagulación con 2.2 mS cm^{-1} . Esta disminución de conductividad eléctrica puede ser explicada por la disminución de materia orgánica disuelta. Considerando que el proceso de electro-coagulación disminuye preferentemente materia orgánica suspendida –coloides–, esto implicaría que podría haber ocurrido también el proceso de electro-oxidación indirecta. De hecho, en el proceso de electro-coagulación es posible que se presente de forma simultánea el proceso de electro-oxidación (Hakizimana et al., 2017).

Esta disminución en el valor de la conductividad eléctrica en el efluente del proceso de electro-coagulación fue problemática para la segunda etapa del tratamiento: la electro-oxidación. Al realizar pruebas experimentales preliminares de electro-oxidación, se observó que la intensidad de corriente eléctrica en el sistema no podía ser incrementada con el regulador de corriente debido a esta baja conductividad. Precisamente para subsanar esta situación se consideró la adición de un electrolito (NaCl); de hecho, esta adición fue una variable independiente en el proceso de electro-oxidación. La adición de NaCl a una concentración de 1 gL^{-1} incrementó el valor de la conductividad eléctrica del efluente de electro-coagulación, pasando de 2.2 mS cm^{-1} a 6.9 mS cm^{-1} .

La electro-coagulación removió el 94% de color, y aun así el proceso de electro-oxidación generó un 5% adicional (pasando del 94% al 99%). La electro-coagulación tiene un buen efecto en la disminución de sustancias húmicas responsables del color –ácidos húmicos y fúlvicos– (Gandhimathi et al., 2015); pero incluso, aun así, la electro-oxidación disminuyó el color de 201 a 23 U Pt-Co. Lo anterior parece indicar que la electro-oxidación removió sustancias húmicas que no habían sido afectadas en el proceso de electro-coagulación. La Figura 4-5. muestra una fotografía de los lixiviados en este proyecto: lixiviado crudo y efluentes de electrocoagulación de electro-oxidación.

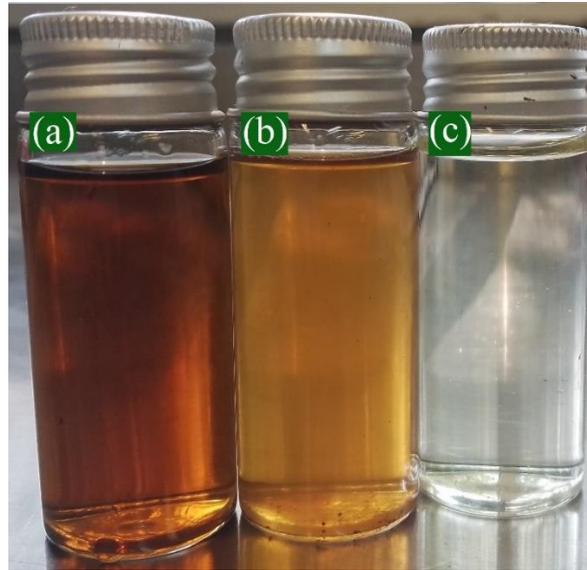


Figura 4-5. Aspecto visual de los lixiviados. (a): Lixiviado crudo, (b) Efluente de electro-coagulación y (c): Efluente de electro-oxidación. Fuente: Elaboración propia.

La remoción de nitrógeno amoniacal de 50% en el proceso de electro-coagulación puede ser explicado por dos diferentes procesos. En primera estancia, el proceso de agitación favoreció la eliminación del nitrógeno amoniacal en forma gaseosa, sumado al aumento de pH y al incremento de temperatura; lo que disminuyó la solubilidad del nitrógeno amoniacal. El segundo proceso fue la electro-oxidación indirecta en el reactor de electro-coagulación, situación favorecida por la presencia de cloruros en los lixiviados crudos ($6.6 \pm 0.12 \text{ gL}^{-1}$), cloruros que podrían ser transformados electroquímicamente a ácido hipocloroso.

El 31% de remoción adicional del $\text{NH}_3\text{-N}$ en el proceso de electro-oxidación (de 50% a 81%) se explica de la siguiente forma: la oxidación de los cloruros forma cloro gas en el ánodo, debido a la circulación de corriente eléctrica. Los responsables de la oxidación del nitrógeno, HOCl y ClO^- , se forman por la combinación de cloro gas y agua (Drogui et al., 2007; Zhenhai et al., 2011).

4.4.1. Fraccionamiento de sustancias húmicas

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, el proceso de electro-coagulación removió las fracciones de las sustancias húmicas, medidas como demanda química de oxígeno y como carbono orgánico disuelto, en el mismo orden de mayor a menor: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y la fracción hidrofílica. Medido como DQO; retiró 69%, 63% y 61% de ácidos húmicos, fúlvicos y de la fracción hidrofílica, respectivamente. Medido como carbono orgánico disuelto; removió 75%, 69% y 46% de ácidos húmicos, fúlvicos y de la fracción hidrofílica,

respectivamente. La Tabla 4–6 muestra los resultados del fraccionamiento de las sustancias húmicas con el lixiviado crudo y los efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO.

Tabla 4–6. *Resultados de las fracciones de sustancias húmicas en lixiviados crudos y en efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO*

Lixiviado	Fracciones de sustancias húmicas (mgL ⁻¹)					
	Demanda química de oxígeno			Carbono orgánico disuelto		
	Ácido húmicos	Ácidos fúlvicos	Fracción hidrofílica	Ácido húmicos	Ácidos fúlvicos	Fracción hidrofílica
Lixiviado crudo	1944±100	774±50	872±40	850±40	334±10	260±10
Efluente de electro-coagulación	608±30	288±10	343±10	212±10	105±5	141±5
Efluente de electro-oxidación	369±10	130±5	103±5	85±5	39±1	34±1

Valores expresados como media±desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

Estas diferencias de remoción están relacionadas a los diferentes pesos moleculares y cargas superficiales de estas tres fracciones orgánicas (Dia et al., 2017). La superficie de las sustancias húmicas está cargada negativamente debido a la abundancia de grupos funcionales carboxilos e hidroxilos (Gu et al., 1995). En el proceso de electro-coagulación los ácidos húmicos se eliminan preferentemente por el mecanismo de adsorción que implica la atracción electrostática entre las sustancias húmicas y los hidróxidos metálicos, que están cargados positivamente (Dia et al., 2017).

La mayor remoción de ácidos húmicos se explica a su mayor grado de polimerización, al tener mayor capacidad de interactuar con los hidróxidos metálicos comparado a las otras dos fracciones evaluadas: ácidos fúlvicos y la fracción hidrofílica (Deng et al., 2019). Estos resultados son afines con varios estudios que han caracterizado el material orgánico disuelto del lixiviados (Dia et al., 2017; Wu et al., 2011; Zhao et al., 2013). En el lixiviado crudo la suma de ácidos húmicos y fúlvicos representó el 76% y 82% medido como DQO y COD, respectivamente; confirmando la gran proporción de presencia de materia orgánica en su última fase de degradación (Gandhimathi et al., 2015). Dia et al. (2017) caracterizaron lixiviados pretratados biológicamente en un biofiltro anaeróbico de turba y madera, obteniendo un 92% de ácidos húmicos y fúlvicos; aunque estos datos no podrían ser comparados con el lixiviado crudo usado en esta investigación.

En el caso del proceso de electro-oxidación: a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; las remociones de la diferentes fracciones de sustancias húmicas presentaron un orden diferente, de menor a mayor: ácidos húmicos, fúlvicos y la fracción hidrofílica. Medido como DQO; removió 39%, 55% y 70% de ácidos húmicos, fúlvicos y de la fracción hidrofílica,

respectivamente. Medido como carbono orgánico; removió 60%, 63% y 76% de ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y de la fracción hidrofílica, respectivamente. Esto puede ser explicado por que en este caso la remoción de materia orgánica es generada por la acción de los radicales $\bullet\text{OH}$, radicales que degradan más fácilmente las moléculas menos complejas, caso de la fracción hidrofílica; seguidas de los ácidos fúlvicos; y finalmente los ácidos húmicos, con una mayor complejidad estructural (Deng et al., 2019; Fernandes et al., 2012, 2015). Incluso estudios recientes han confirmado la presencia de sustancias húmicas en efluentes del procesos de oxidación electroquímica (Deng et al., 2018; Ding et al., 2018).

4.4.2. Fraccionamiento de la demanda química de oxígeno

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO, en el proceso de electro-coagulación se presentaron las siguientes variaciones de las fracciones de DQO entre el lixiviado crudo y el efluente: DQO biodegradable pasó de $870 \pm 40 \text{ mgL}^{-1}$ (26% del DQO total) a $490 \pm 20 \text{ mgL}^{-1}$ (39%); la DQO particulada cambió de $1632 \pm 70 \text{ mgL}^{-1}$ (48%) a $290 \pm 10 \text{ mgL}^{-1}$ (23%); y la DQO soluble biodegradable se modificó de $870 \pm 40 \text{ mgL}^{-1}$ (49% de DQO soluble) a $490 \pm 20 \text{ mgL}^{-1}$ (51%). La DQO biodegradable aumentó de 26% a 39%, situación atribuible a la eliminación de ácidos húmicos (sustancias hidrofóbicas) durante el proceso de electro-coagulación, que es precisamente lo que se busca con ese tratamiento (Dia et al., 2018).

La DQO particulada disminuyó de 48% a 23%, originado por la eliminación de coloides en el proceso de electro-coagulación (Hakizimana et al., 2017). En el caso de la DQO soluble su fracción biodegradable disminuyó muy ligeramente de 51% a 49%, afecto explicable a que el proceso de electro-coagulación tiene un efecto marginal sobre la fracción soluble, ya que preferentemente el proceso de desestabilización de cargas afecta a la fracción particulada (García-segura et al., 2017).

Un comportamiento similar en las variaciones de fracciones de DQO se ha presentado en otras investigaciones, en todos los casos se ha presentado un incremento de DQO biodegradable: Yazici et al. (2019) aumentaron la DQO biodegradable de 6% a 17% en lixiviados maduros usando electro-coagulación. Los procesos de oxidación avanzada también han logrado aumentar la biodegradabilidad en lixiviados maduros usando $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$: Hilles et al. (2015) aumentaron la DQO biodegradable de 36% a 57%, pasando el índice de biodegradabilidad de 0.09 a 0.17; y Abu Amr et al. (2013) aumentaron el índice de biodegradabilidad de 0.05 a 0.29. En los procesos electroquímicos la materia orgánica de gran peso molecular (en los lixiviados en este proyecto incluyó principalmente

sustancias húmicas) es degradada a compuestos de menor peso molecular (y quizá con una mayor biodegradabilidad) y a compuestos hidrofílicos (Mohora et al., 2014).

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; en el proceso de electro-oxidación la DQO biodegradable incrementó del 39% al 58% (de 490 ± 20 mgL⁻¹ a 349 ± 15 mgL⁻¹), situación esperable debido al efecto de la oxidación de materia orgánica no biodegradable por la electro-oxidación indirecta mediada por los radicales •OH. La fracción de DQO solubles disminuyó de 77% a 67% (de 970 ± 40 mgL⁻¹ a 401 ± 20 mgL⁻¹) originado por la oxidación de la fracción hidrofílica durante el proceso. La fracción de la DQO soluble biodegradable aumentó significativamente de 51% a 87% (490 ± 20 mgL⁻¹ a 349 ± 15 mgL⁻¹) causado por la acción de los radicales •OH que oxidaron materia orgánica recalcitrante (ácidos húmicos y fúlvicos). Los radicales •OH puede reaccionar con componentes aromáticos y alifáticos, rompiendo el enlace C-H, resultando en la disminución de compuestos orgánicos no solubles de baja biodegradabilidad (Ding et al., 2018; Mandal et al., 2017). Los resultados revelaron que el proceso de electro-oxidación disminuyó eficientemente la DQO soluble no biodegradable, pasando del 49% al 13%. La Figuras 4-6 y 4-7 muestran los resultados de este fraccionamiento a detalle, medido como demanda química de oxígeno, en el lixiviado crudo y en los efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO.

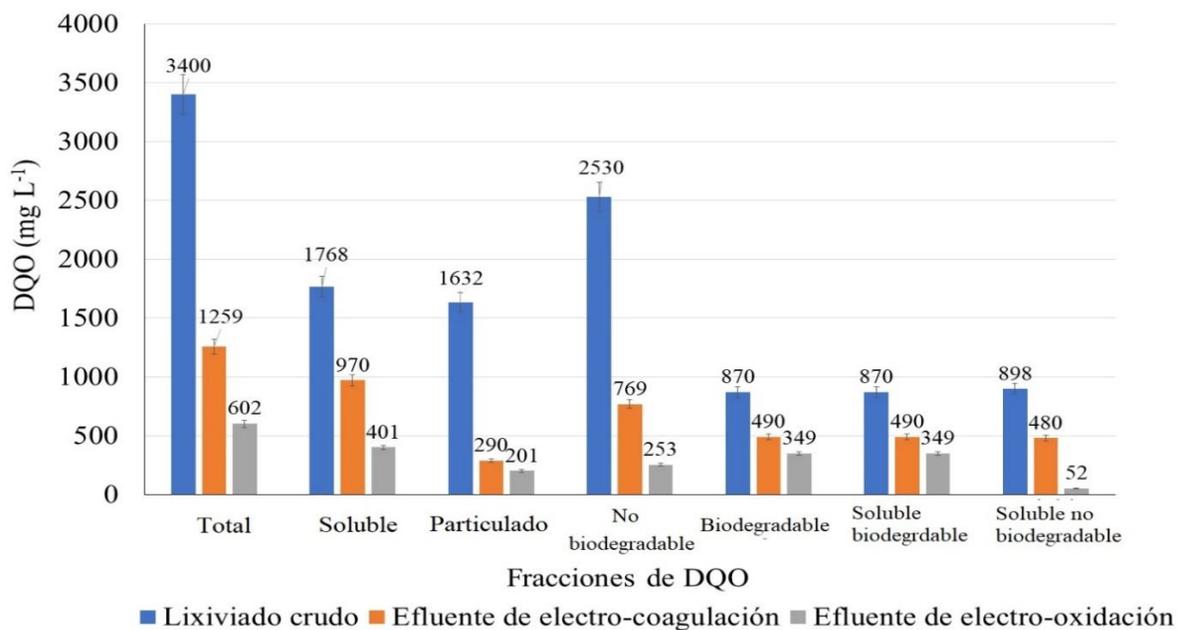


Figura 4-6. Resultados de las fracciones de DQO en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO. Fuente. Elaboración propia.

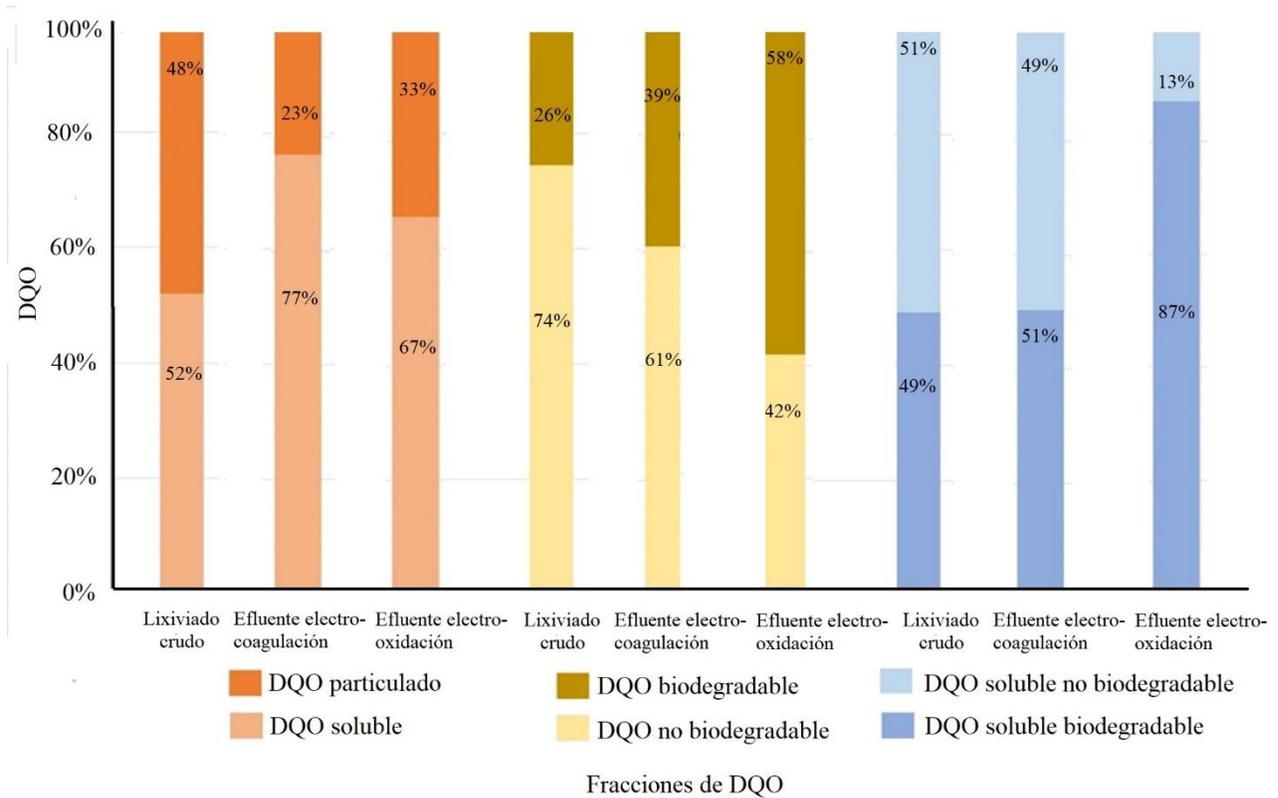


Figura 4–7. Resultados de las variaciones porcentuales en las fracciones de DQO en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica de DQO. Fuente. Elaboración propia.

4.4.3. Técnicas espectroscópicas

Los espectros UV–VIS de las muestras analizadas se muestran en la Figura 4–8. Mediante espectroscopia UV–VIS, fue posible realizar el seguimiento de las estructuras aromáticas de los efluentes generados. La absorbancia a 254 nm (ABS_{254}) se considera una medida indirecta del grado de aromaticidad (Deng et al., 2019).

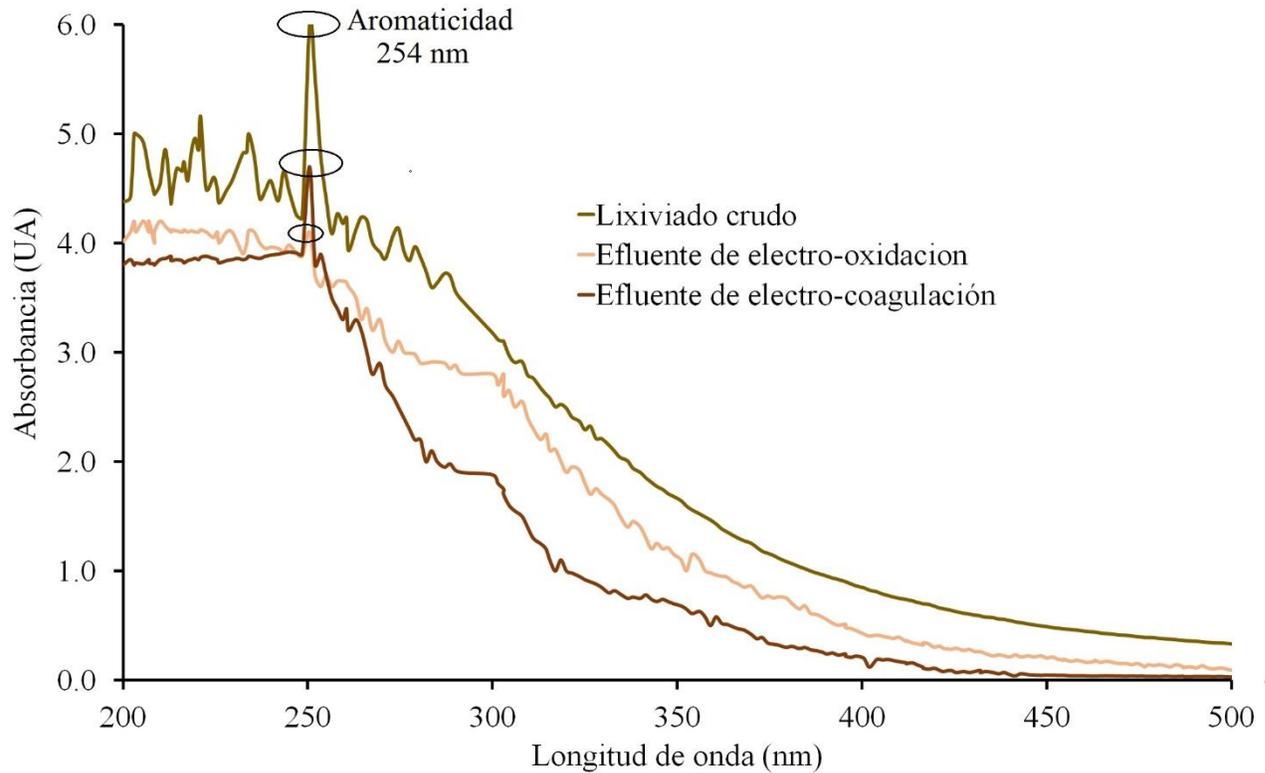


Figura 4–8. Espectros ultravioleta–luz visible en las muestras de lixiviado crudo y de efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO. Fuente: Aqua–Mate Plus.

El proceso de electrocoagulación redujo la ABS_{254} en un 35% (4.9 UA a 3.6 UA) y el proceso electro–oxidación redujo el valor en un 43% (4.9 UA a 3.1 UA). Podría establecerse que, en ambos procesos hubo una reducción de aromaticidad, confirmada por la disminución de los valores de demanda química de oxígeno y carbono orgánico disuelto, así como la disminución de las fracciones húmicas indicada en la Sección 4.4.1. En otros estudios se ha confirmado una disminución del valor de ABS_{254} en los lixiviados tratados (Bolyard et al., 2019; Niveditha y Gandhimathi, 2020; Weishaar et al., 2003). La disminución en ABS_{254} también condujo a una disminución en el color, debido al alto poder de coloración de los ácidos húmicos. Los espectros de lixiviado crudo muestran un pico de absorbancia amplio y bien posicionado en una longitud de onda de 254 nm, lo que sugiere la presencia de compuestos aromáticos. Los valores de absorbancia disminuyeron para los valores inferiores a 220 nm. Las modificaciones en el pico a 254 nm sugieren que los contaminantes orgánicos se mineralizaron con éxito a CO_2 ; o bien, se oxidaron a intermedios de moléculas pequeñas que adsorbían la luz UV por debajo de 220 nm.

Los espectros *FTIR* permiten la identificación de grupos funcionales en la materia orgánica presente en la muestra evaluada, proporcionando información sobre su evolución en el sistema de tratamiento. La Figura 4–9 muestra los espectros *FTIR* en las muestras evaluadas. Se observaron cambios en los grupos funcionales, asociados a la eliminación de materia en el sistema de tratamiento propuesto.

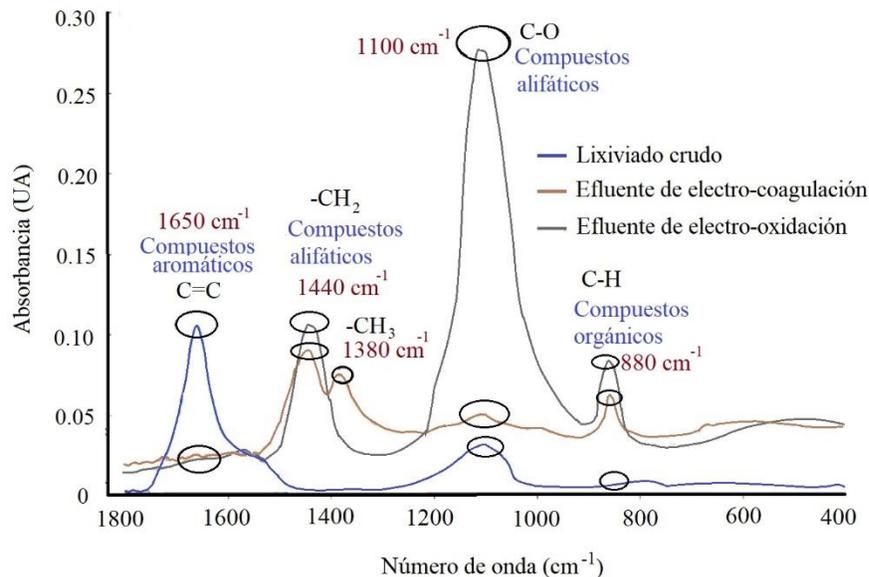


Figura 4–9. Espectros infrarrojos por transformada de Fourier en lixiviado crudo y efluentes a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO

Fuente: Software OMNIC.

El pico de 1650 cm^{-1} podría estar relacionado con la presencia del enlace $\text{C}=\text{C}$ por una vibración de torsión, lo que indica la presencia de compuestos aromáticos (Zhang et al., 2020). Este pico está directamente relacionado con la presencia de sustancias húmicas. Al evaluar las muestras, se observó que este pico fue eliminado por el sistema de tratamiento, indicando la efectividad de los tratamientos electroquímicos en la degradación de compuestos recalcitrantes. Esto podría confirmarse por el aumento de la DQO biodegradable en los efluentes, así como por el aumento del índice de biodegradabilidad.

Los picos de 1440 cm^{-1} y 1380 cm^{-1} podrían asociarse con la presencia de enlaces $-\text{CH}_2$ y $-\text{CH}_3$ causados por vibraciones de deformación (Zhang et al., 2020), lo que indica la presencia de compuestos alifáticos en enlaces simples. Las muestras mostraron un aumento de estos picos con el sistema de tratamiento propuesto, desde ausencia de estos picos en los lixiviados en bruto, hasta picos muy pronunciados en los efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación. Se confirmó

la eficacia del sistema propuesto en la degradación de la materia orgánica recalcitrante al presentarse picos que indican la formación de compuestos alifáticos.

El pico a 1110 cm^{-1} podría originarse por la presencia del enlace C=O causado por la vibración de estrés de los compuestos alifáticos de cadena única (Abdulla et al., 2010; Zheltikov, 2005). En los efluentes evaluados, se observó un aumento de este pico desde un pico muy pequeño en el lixiviado en bruto hasta un pico muy pronunciado en el efluente de electro-oxidación. El aumento de este pico indicó la degradación de la materia orgánica recalcitrante.

El pico a 880 cm^{-1} podría estar relacionado con el enlace C-H de flexión en compuestos alifáticos. Se observó que el tratamiento generó un aumento en este pico, comenzando desde ausencia de este pico en el lixiviado en bruto, hasta un pico pronunciado en el efluente de electro-oxidación. Lo anterior confirmó la degradación de compuestos recalcitrantes a compuestos con estructuras más simples (Merck, 2023).

4.4.4. Análisis por *ICP-OES* en el lixiviado crudo, efluentes y lodos

La Figura 4.7 muestra el análisis *ICP-OES* en el lixiviado crudo e en los efluentes generados a condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO. En la mayoría de los elementos caracterizados se encontró una disminución en las concentraciones con el tren de tratamiento propuesto; a excepción cobalto, níquel y el hierro. En estos tres metales sus concentraciones aumentaron en el efluente de electro-coagulación. De acuerdo con Adb et al. (2021) en el proceso de electro-coagulación los metales contenidos en el ánodo son disueltos, integrándose al efluente o bien, forman parte de los lodos generados. Esta razón explicaría el aumento de estos tres metales en el efluente de electro-coagulación. El cobalto pasó de estar por debajo del límite de detección en el lixiviado crudo ($<0.05\text{ mg L}^{-1}$) a por lo menos ocho veces más en los efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación (0.4 mg L^{-1}). En el caso del níquel en el lixiviado crudo pasó de $0.30\pm 0.01\text{ mg L}^{-1}$ a $7.35\pm 0.3\text{ mg L}^{-1}$ en el efluente de electro-coagulación (24 veces más). Estas situaciones se pueden explicar por la adición de cobalto y níquel en el proceso de electro-coagulación al formar parte del contenido del ánodo de hierro como elementos a nivel traza de acuerdo con el certificado de calidad de la placa de hierro proporcionado por la compañía *Bluescope*, proveedor del material (cobalto 0.096% y níquel 0.043 %). En el caso de los lodos de electro-coagulación, se encontraron contenidos de cobalto, níquel y hierro de 0.2 gL^{-1} , 7.6 gL^{-1} y 2.84 gL^{-1} , respectivamente; lo que confirmaría la disolución de estos metales provenientes del ánodo

Tabla 4–7. Resultados del análisis ICP–OES en lixiviados crudos y tratados

Parámetro	Análisis ICP–OES (mgL ⁻¹)		
	Lixiviado crudo	Efluente de electro- coagulación	Efluente de electro-oxidación
Al	2±0.1	1±0.05	1±0.05
Ba	0.5±0.05	0.1±0.05	0.1±0.01
Ca	13±0.5	10±0.40	7±0.3
Co	<0.05	0.4±0.20	0.4±0.02
Fe	4±0.1	14±0.60	2±0.4
K	1526±70	1507±70	840±40
Mg	41±1.8	11±0.5	8±0.3
Mn	0.3±0.01	0.20±0.01	0.2±0.01
Ni	0.3±0.01	7±0.3	4±0.02
Ti	0.7±0.01	0.2±0.01	0.1±0.01
V	0.1±0.01	<0.01	<0.01
Zn	0.7±0.01	0.7±0.03	0.5±0.02

Fuente: Elaboración propia.

El contenido de hierro en el lixiviado crudo y en los efluentes de electro-coagulación y electro-oxidación fue 3.8 mgL⁻¹, 14.42 mgL⁻¹ y de 2.38 mgL⁻¹, respectivamente. El aumento del valor de hierro en el efluente de electro-coagulación, comparado al lixiviado crudo podría deberse a que no todo el hierro disuelto fue usado para formar los hidróxidos de hierro en la coagulación, parte del hierro quedó en solución.

A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO (4.3 amperes, 120 minutos), de acuerdo con la Ley de Faraday el valor de la masa teórica de hierro disuelto fue de 5.97 g. Tomando en cuenta el valor experimental de la masa pérdida en los electrodo de hierro (5.07±0.20 g) la eficiencia de corriente fue 85%. No toda corriente eléctrica en que circula en el sistema se usó para disolver el hierro, debe de considerarse la resistencia eléctrica del sistema (electrodos y solución), así como el efecto Joule, en el que parte de la energía cinética de los electrones se transforma en calor al circular corriente en un conductor (Alam et al., 2021). De hecho, en el proceso existió un aumento de la temperatura de los lixiviados tratados, pasando de 21 °C a 29 °C, confirmándose el efecto Joule. Las razones anteriores justifican la eficiencia eléctrica del sistema inferior a 100%.

El contenido de hierro en los lodos fue 2843.9±120 mg L⁻¹. Considerando el volumen de la celda (1.5 L), se realizó el balance de hierro en la celda (Ecuación 4.3):

$$\text{Fe disuelto} + \text{Fe en lixiviado crudo} = \text{Fe en lodos} + \text{Fe en efluente} \dots (4.3)$$

$$\frac{5.07 \text{ g}}{1.5 \text{ L}} + \frac{3.8 \text{ mg mg L}^{-1}}{1000} = \frac{2843.9 \text{ mg L}^{-1}}{1000} + \frac{14.42 \text{ mg L}^{-1}}{1000}$$

3.38 ≠ 2.85

El resultado del balance no es perfecto. La razón de esta diferencia puede ser atribuido a:

- Las variaciones inherentes a la operación del equipo *ICP-IOES*.
- La disolución del hierro que produce Fe^{3+} y Fe^{2+} (Adb et al., 2021).
- El entorno alcalino del proceso disminuye la disolución del hierro (Un y Ocal, 2015).
- Se deben de considerar que los valores numéricos de la ecuación deberían de incluir la expresión $\text{media} \pm \text{desviación estándar}$; por lo que esperar una igualdad exacta en ambos términos de la ecuación de balance de hierro matemáticamente no es posible.

En el caso de la reducción de concentraciones de aluminio, bario, calcio, magnesio, manganeso, níquel y talio en los efluentes del sistema de tratamiento, pueden ser explicados por la capacidad de los tratamientos electroquímicos de remover iones metálicos en lixiviados (Guo et al., 2022; Jain et al., 2022).

4.5. Quinta etapa. Pruebas de fitotoxicidad y análisis *ICP-OES*

Las pruebas de fitotoxicidad son una herramienta en la evaluación de la toxicidad de los lixiviados proporcionando resultados rápidos y económicos. Estas pruebas permiten evaluar el daño potencial que puede causar la exposición de las plantas a determinadas sustancias y pueden utilizarse para determinar la idoneidad de una sustancia concreta en una aplicación determinada.

Durante los primeros días de crecimiento y en la fase germinación de la planta ocurren procesos fisiológicos, en los que sustancias tóxicas pueden modificar el desarrollo normal de la planta. Estas etapas son muy sensibles a las condiciones externas adversas (Sobrero y Ronco, 2008). En esta sección se detallan las pruebas de fitotoxicidad realizadas en esta investigación y se muestran los resultados del análisis por *ICP-OES* en las radículas colectadas y en la tierra de jardín usada en las pruebas.

4.5.1. Pruebas de fitotoxicidad

Las pruebas de fitotoxicidad incluyeron las determinaciones de tasa de germinación, la inhibición en el crecimiento, el índice de germinación y la concentración efectiva media.

4.5.1.1. Estudio de germinación de semillas

A través de los datos obtenidos por la germinación temprana de semillas fue posible obtener una visión de la fitotoxicidad de los lixiviados y efluentes. Si la fitotoxicidad era muy alta, la germinación se inhibía; pero si la fitotoxicidad era baja la semilla germinaría y sería posible medir el crecimiento de la raíz. En esta investigación en los experimentos de control usando agua de la llave, las semillas de *C. sativus* germinaron el segundo día, y las semillas de *L. sativa* y *P. vulgaris* germinaron al tercer día. En la Tabla 4–8 se muestran los valores obtenidos de tasa de germinación en los experimentos realizados. En el caso de la dilución de control, las tasas de germinación en las tres semillas evaluadas fueron superiores al 90% en todos los experimentos; los valores promedio de germinación resultaron ser mayores en los lixiviados a pH neutro, comparados con el valor de pH sin ajuste ($p < 0.05$); y no existieron diferencias estadísticamente significativas entre las tres semillas evaluadas ($p > 0.05$).

Tabla 4–8. *Tasas de germinación en las pruebas de fitotoxicidad*

Tasas de germinación (%)												
Lixiviado crudo (diluciones en porcentaje)												
Semilla	pH neutro						pH sin ajuste (8.4)					
	Control	2.5	10	30	60%	90	Control	2.5	10	30	60	90
<i>L. sativa</i>	97±4	97%±4	97±3	52±2	24±1	2±0.1	92±4	94±3	96±4	40±2	12±0.5	0.8±0.01
<i>C. sativus</i>	97%±4	97%±3	97±4	62%±3	23±1	2±0.1	93±3	93±2	95±4	54±2	15±0.5	0.0
<i>P. vulgaris</i>	98%±4	97%±4	97±4	58%±3	33±1	0	93±4	95±2	95±4	48±2	27±0.5	0.0
Efluente de electro-coagulación (diluciones en porcentaje)												
Semilla	pH neutro						pH sin ajuste (9.5)					
	Control	2.5	10	30	60	90	Control	2.5	10	30	60	90
<i>L. Sativa</i>	97±4	97±4	97±4	55±0.1	26±0.1	7±0.3	95±4	96±3	94±4	51±2	20±1	5±0.2
<i>C. sativus</i>	98±4	98±4	97±4	67±0.3	28±0.1	8±0.4	95±3	95±3	93±4	60±3	20±1	5±0.2
<i>P. vulgaris</i>	98±3	97±4	98±3	63±0.3	42±0.2	8±0.4	95±3	93±3	95±3	60±2	38±1	5±0.1
Efluente de electro-oxidación (diluciones en porcentaje)												
Semilla	pH neutro						pH sin ajuste (5.6)					
	Control	2.5	10	30	60	90	Control	2.5	10	30	60	90
<i>L. sativa</i>	99±5	99±4	97±4	61±2	32±1	12.5±0.5	98±5	98±4	97±4	57±1	29±1	10±0.5
<i>C. sativus</i>	100±4	100±4	98±4	72±3	40±2	15.0±0.5	98±4	98±3	95±4	67±3	33±1	11±0.5
<i>P. vulgaris</i>	100±4	98±4	100±4	72±3	53±2	21.7±1	98±4	95±4	97±5	65±3	47±2	18±1

Valores de tasa de germinación en porcentajes expresados como media±desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

La tasa de germinación disminuyó al aumentar el contenido de lixiviados; excepto en las diluciones de 2.5% y 10%. En estas dos concentraciones más bajas, las tasas de germinación no presentaron diferencias estadísticamente significativas con las pruebas de control ($p > 0.05$). A partir de la dilución de 30% se presentaron disminuciones estadísticamente significativas en los valores de tasa de germinación en todos los casos ($p < 0.05$). A diluciones de 90% de lixiviados crudos con pH sin ajustar en las semillas de *P. vulgaris* y la de *C. sativus* se obtuvieron tasas de germinación de cero; y con ajuste de pH a neutro solo la semilla de *P. vulgaris* obtuvo una tasa de germinación de cero. Es importante destacar que, en el caso de los lixiviados tratados, no se presentaron tasas de

germinación con valor de cero en ningún caso, incluso en el mayor contenido de lixiviado del 90%. Al parecer el sistema de tratamiento propuesto logró disminuir la fitotoxicidad en los lixiviados.

El ajuste de pH resultó ser una variable importante para la tasa de germinación. A partir de la dilución de 30%, el pH ajustado a la neutralidad generó valores mayores de tasas de germinación, al compararse con los valores correspondientes de pH sin ajuste; obteniéndose diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). Al comparar los valores de las tasas de germinación en los diferentes lixiviados evaluados, se encontró que partir de la dilución del 30% se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el siguiente orden: lixiviado crudo < efluente de electro-coagulación < efluente de electro-oxidación en las tres semillas y a los dos pH evaluados. Este resultado estaría relacionado con la disminución de la materia orgánica alcanzada durante el sistema de tratamiento, sumado a los cambios estructurales (ya mencionados y discutidos en la Sección 4.4 de este documento). El incremento en el índice de biodegradabilidad alcanzado por los efluentes en el sistema de tratamiento propuesto al parecer está estrechamente relacionado con la disminución de fitotoxicidad alcanzada en los efluentes.

4.5.1.2. Pruebas de inhibición de crecimiento

La Figura 4-10 se ilustra los resultados obtenidos en la inhibición del crecimiento en los experimentos realizados. En las dos diluciones más bajas (2.5% y 10%) los valores de inhibición de crecimiento resultaron ser negativos en casi todos los experimentos, esto implica que el crecimiento en las radículas resultó ser beneficiado en cierta medida en estas dos diluciones en lo particular. Al comparar la inhibición en el crecimiento entre las diluciones de 2.5 y 10%, se presentaron diferencias estadísticamente significativas en las tres semillas evaluadas ($p < 0.05$); la dilución al 10% benefició más el crecimiento de la radículas. Este resultado se observa en la Figura 4-10, ya que en esa dilución en particular se encontraron los valores más negativos de inhibición de crecimiento, implicando un mayor crecimiento de la radículas en comparación a las otras diluciones.

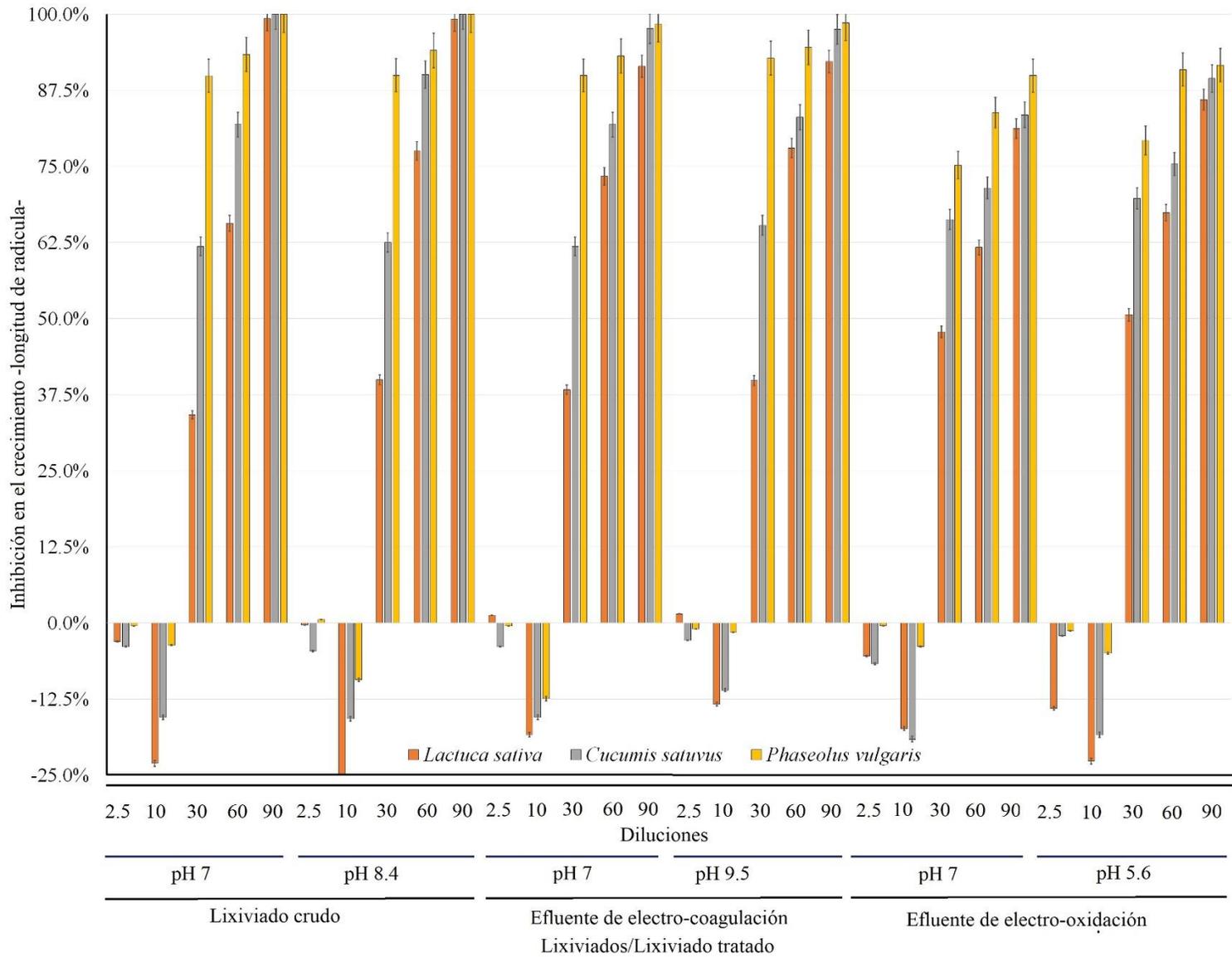


Figura 4-10. Inhibición en el crecimiento en las pruebas de fitotoxicidad

Los resultados anteriores sugieren que el lixiviado puede producir un efecto positivo en el crecimiento de la planta cuando se diluye a concentraciones muy bajas. Esta situación tendría su origen por la presencia de nutrientes esenciales para las plantas en los lixiviados –Fe, Mg, Cu, Zn y Mn–, y que a concentraciones bajas favorecen el crecimiento de la radículas (Ziyang et al., 2015). Además, en el caso del lixiviado crudo y en el efluente de electro-coagulación debe de considerarse la presencia de nitrógeno amoniacal; estudios recientes han demostrado las plantas tiene la capacidad de absorber nitrógeno en forma amoniacal, y que incluso el nitrógeno amoniacal acarrea beneficios fisiológicos a la planta, favoreciendo su crecimiento (Guerrero-Rodríguez et al., 2014; Subbarao y Searchinger, 2021). Resultados benéficos en el crecimiento de plantas por lixiviados muy diluidos se han reportado en otras investigación. Guerrero-Rodríguez et al. (2014) reportaron un crecimiento satisfactorio de *P. vulgaris* a concentraciones bajas de lixiviados; sin embargo, a concentraciones altas, observaron síntomas tóxicos. Sang et al. (2010) llegaron a conclusiones similares: el crecimiento de las raíces y brotes de *Zea mays* no se vio afectado por lixiviado a concentraciones bajas (hasta 5%). La razón de este comportamiento a diluciones bajas podría ser posible a la modulación controlada de especies reactivas de oxígeno a través de las actividades enzimáticas antioxidantes; sin embargo, a concentraciones más altas los contaminantes en el lixiviado interrumpen las actividades enzimáticas y conducen a la peroxidación de los lípidos de la membrana, afectando significativamente el crecimiento de las plantas (Poblete et al., 2019).

Al comparar los resultados de la inhibición de crecimiento entre los tres tipos de lixiviados evaluados se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). El orden en estas diferencias de valores resulto ser inverso al que se presentó en la tasa de germinación: lixiviado crudo > efluente de electro-coagulación > efluente de electro-oxidación, El valor de la inhibición de crecimiento tiene una correlación negativa con la germinación: a mayor germinación, menor inhibición en el crecimiento. Los resultados obtenidos sugieren que el sistema de tratamiento propuesto en este proyecto redujo la fitotoxicidad en los efluentes.

En relación con la influencia del pH, se observó que existieron diferencias estadísticamente significativas en los valores de la inhibición de crecimiento en las tres semillas con los tres lixiviados evaluados ($p < 0.05$). El valor de pH sin ajuste obtuvo los valores más altos en la inhibición de crecimiento, lo que sugiere que el pH neutro favorece el crecimiento de las radículas. Conviene resaltar que para el ajuste del pH se usó ácido cítrico, el cual ha sido reportado como benéfico en el crecimiento de plantas. Yang y Zhang (1998) reportan un aumento en la altura y masa fresca de las

plántulas y de la masa seca de la radícula de *P. vulgaris*, como respuesta a aplicaciones de ácido cítrico.

4.5.1.3. Resultados en el índice de germinación

La tasa de germinación refleja el efecto de la germinación relativa de las semillas y el crecimiento relativo de las radículas; indica la interacción de factores que promueven o inhiben la reproducción. La Figura 4–11 muestra los valores del índice de germinación en los experimentos realizados. Las diluciones más bajas en todos los casos (2.5% y 10%), mostraron ser estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) en relación las diluciones más concentradas. Esta situación se puede atribuir a la influencia positiva, hasta cierto punto, de estas diluciones en el crecimiento de la radícula, situación ya discutida en la sección anterior de este documento.

Se observó que el incremento en el contenido de los lixiviados disminuyó el valor de los índices de germinación en todos los casos ($p < 0.05$). En las tres semillas evaluadas, el sistema de tratamiento incrementó el índice de germinación en todos los casos ($p < 0.05$). El efluente de electro—oxidación fue el que obtuvo los mayores valores de índice de germinación ($p < 0.05$).

Los valores más bajos de índice de germinación se presentaron con 0% en las tres semillas en la dilución con mayor contenido de lixiviados crudos (90%), tanto en pH neutro como a pH 8.4; indicativo de la fitotoxicidad de los lixiviados mencionada por diversos autores (Bicelli et al., 2023; Storck et al., 2023; Yang et al., 2023). Un factor a considerar en los valores bajos del índice de germinación, en el caso de los lixiviados crudos a altas diluciones, es la presencia de nitrógeno amoniacal. Fuentes (2004) mencionan que elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal presentan efectos fitotóxicos sobre la germinación de las semillas de diversas plantas. Los resultados de cero en el índice de germinación en la concentración más alta de lixiviados crudos pueden ser causados por la materia orgánica no biodegradable que interrumpe las actividades enzimáticas, lo que afectaría fuertemente el crecimiento de la planta (Arunbabu et al., 2017). En el efluente de electro oxidación no se presentaron valores de cero, incluso con la dilución de 90%.

A partir de la dilución de 30% se observó una disminución de los índices de germinación al aumentar el contenido de lixiviados en todos los experimentos, indicativo de un incremento en la fitotoxicidad. Al relacionar los índices de germinación con los valores de pH, se observó que el pH ajustado a la neutralidad tuvo mayores valores, en comparación al pH sin ajuste en todos los casos ($p < 0.05$).

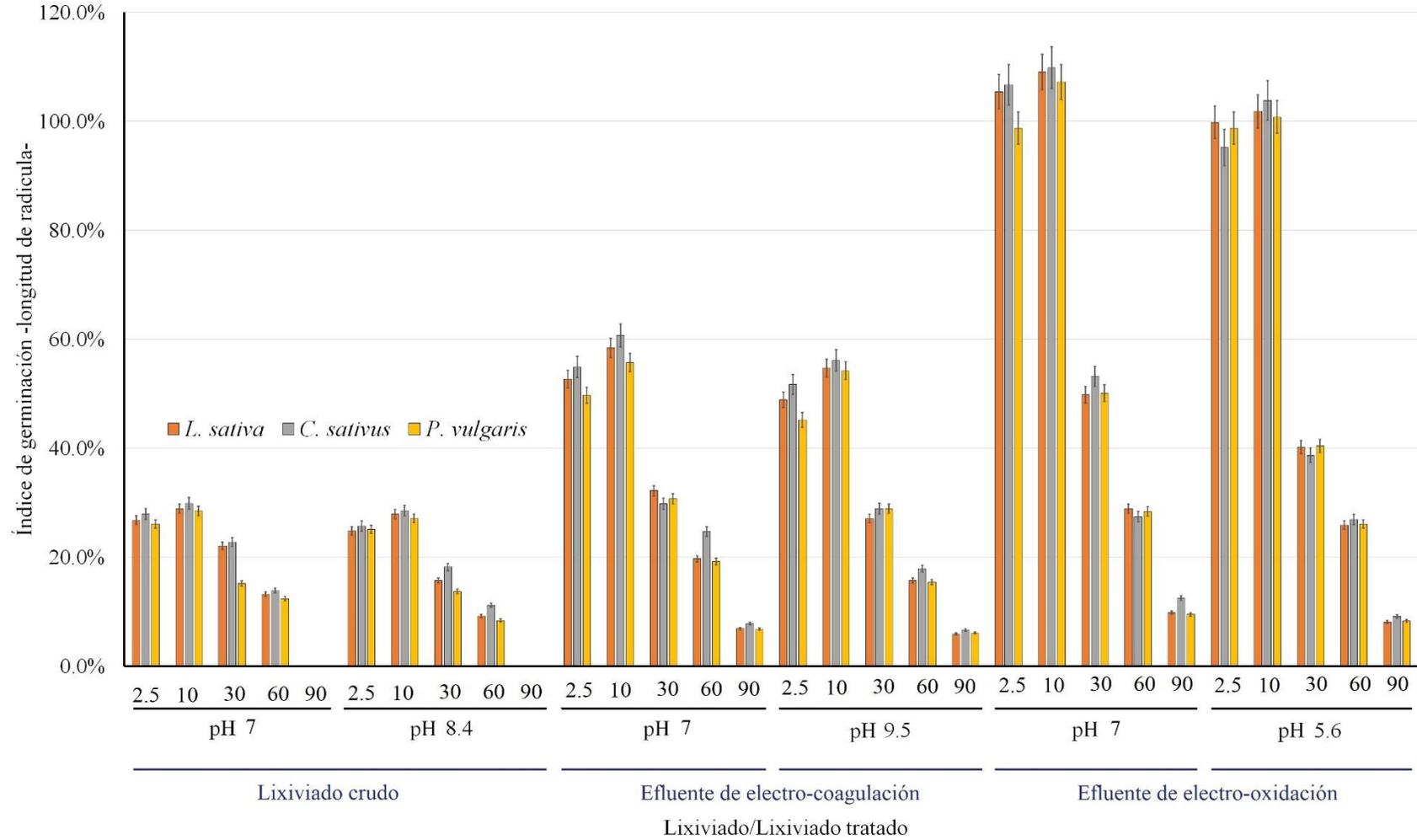


Figura 4–11. Índices de germinación en las pruebas de fitotoxicidad
Fuente: Elaboración propia

El efluente de electro-oxidación tuvo los valores más altos de índices de germinación en las concentraciones de 2.5 y 10% de lixiviados tratado, superiores al 100%. La obtención de índices de germinación superiores al 100% en pruebas de fitotoxicidad con lixiviados tratados se ha reportado en investigaciones que han utilizado tratamiento Fenton en lixiviados maduros: Poblete et al. (2019) usando *L. sativa* y Li et al. (2017) con *Zea mays*.

4.5.1.4. Concentración efectiva media

La concentración efectiva media es la concentración de una sustancia en un medio adecuado que causa un efecto definido en el 50% de los organismos de prueba de una población en condiciones definidas. (Jiang et al., 2023). La Tabla 4-9 muestra los valores de la concentración efectiva media obtenida por tasa de germinación en las pruebas realizadas.

Table 4-9. Resultados de concentraciones efectivas medias en la semillas evaluadas

Concentración efectiva media (%)		
Semilla	Lixiviado crudo	
	pH neutro	pH sin ajuste
<i>L. sativa</i>	2.1±0.1	1.7±0.1
<i>C. sativus</i>	2.3±0.1	2.0±0.1
<i>P. vulgaris</i>	2.9±0.1	1.6±0.1
Semilla	Efluente de electro-coagulación	
	pH neutro	pH sin ajuste
<i>L. sativa</i>	18.9±1	16.6±1
<i>C. sativa</i>	20.5±1	18.1±2
<i>P. vulgaris</i>	22.8±2	21.1±1
Semilla	Efluente de electro-oxidación	
	pH neutro	pH sin ajuste
<i>L. Sativa</i>	49.8±2	47.0±2
<i>C. sativus</i>	55.7±2	50.3±2
<i>P. vulgaris</i>	62.0±3	56.2±2

Valores en porcentajes expresados como media±desviación estándar. Fuente: MINITAB 19.

Al comparar los resultados obtenidos en los diferentes lixiviados evaluados a mismas condiciones, se observó que los valores de concentración efectiva media presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en el siguiente orden: lixiviado crudo < efluente de electro-coagulación < efluente de electro-oxidación. Un incremento en los valores de concentración efectiva media implica una disminución en la toxicidad (Ward et al., 2005). Incrementos en los valores de concentración efectiva media en lixiviados tratados han sido reportados en sistemas de tratamiento en lixiviados mediante proceso Fenton (Bolobajev et al., 2014; Poblete et al., 2019). El valor más bajo de concentración efectiva media se presentó en el lixiviado crudo a pH sin ajuste con *L. sativa*

2.1±0.1%. En contraste, el valor más alto de concentración efectiva media ocurrió en el efluente de electro-oxidación a pH neutro con *P. vulgaris* con 62.0±2.8%.

El incremento en el valor de concentración efectiva media permite afirmar que el sistema de tratamiento propuesto en este proyecto logró disminuir la toxicidad en los efluentes generados. Esta situación puede ser atribuida a la disminución de la materia orgánica en un 83%, medida como DQO, a través del sistema de tratamiento. El índice de biodegradabilidad aumentó también, pasando de 0.094 en el lixiviado crudo a 0.46 en el efluente de electro-oxidación. La disminución de la materia orgánica y al incremento del contenido biodegradable (originado por la oxidación de material no biodegradable en el proceso de electro-oxidación) influyeron positivamente en el aumento de los valores de la concentración efectiva media.

Considerando los valores obtenidos de concentración efectiva media por semillas se observó a mismas condiciones, que la semilla que consiguió valores más altos fue *P. vulgaris*, seguida de *C. sativa* y con los valores más bajos *L. sativa* ($p < 0.05$). En el efluente de electro-oxidación se obtuvieron los valores más altos por semilla con diferencias estadísticamente significativas entre ellas a pH neutro: 49.8±2%, 55.7±2%, y 62.0±3%; para *L. sativa*, *C. sativus* y *P. vulgaris*, respectivamente. La semilla menos afectada por los lixiviados en el valor de concentración efectiva media fue la *P. vulgaris* ($p < 0.05$).

El valor de pH resultó ser un factor de importancia. En todos los casos, a mismas condiciones de semilla y dilución, a pH neutro se obtuvieron valores más altos en la concentración efectiva media, al compararse con el pH sin ajuste ($p < 0.05$). Con *P. vulgaris* el lixiviado crudo obtuvo 2.9±0.1% a pH neutro y 1.6±0.1% sin ajustar pH. En el caso del efluente de electro-oxidación usando *P. vulgaris* se obtuvieron valores de 62.0±3 y 56.2±2; a pH neutro y pH sin ajuste. Las diluciones a pH neutro favorecieron la germinación y crecimiento de las plantas. Kaur et al. (2017) afirman un efecto positivo en la germinación y crecimiento de plantas a un pH neutro. Un factor adicional a considerar en los resultados de fitotoxicidad de este proyecto fue la alta salinidad de los lixiviados del relleno sanitario Bordo Poniente. Kalčíková et al. (2012) reporta a la salinidad como un factor responsable de la alta toxicidad de los lixiviados.

4.5.2. Resultados del análisis *ICP-OES* en la matriz de tierra y en las radículas

La presencia de metales en los suelos es un problema generalizado en zonas urbanas y rurales. Estas sustancias, una vez introducidas en el medio ambiente, persisten y, a diferencia de las moléculas orgánicas, no se descomponen (Viana et al., 2021). En México la mayoría de los rellenos sanitarios, clausurados y en funcionamiento, se encuentra cerca de zonas de cultivos. Para agravar esta situación, en ocasiones los rellenos sanitarios no funcionan en las mejores condiciones; por ejemplo, en el caso del RSBP, solo la Etapa IV cuenta con geomembrana de polietileno de alta densidad de 1 mm como método de impermeabilización (Alcantar, 2015; Parra y Ovando, 2011). Por lo que establecer la posible relación de la presencia de metales con la fitotoxicidad en lixiviados resulta ser importante.

La Tabla 4–10 muestra los resultados por el análisis *ICP-OES* a la tierra de jardín que se usó en este proyecto y se incluye; además, su comparación con valores recomendados por el Departamento de Conservación Ambiental del Estado de Nueva York (NYSDEC, 2006).

Tabla 4–10. *Resultados del análisis ICP-OES de la tierra de jardín usada en las pruebas de fitotoxicidad y su comparación con valores recomendados*

Parámetro	Concentración (mgkg ⁻¹)	Valor máximo recomendado (mgkg ⁻¹) *	Parámetro	Concentración (mgkg ⁻¹)	Valor máximo recomendado (mgkg ⁻¹) *
Ag	<0.6		K	35600±10	
Al	3201±110		Mg	10615±550	
As	<6	16	Mn	486±10	
Ba	98±4	350	Ni	140	
Be	<0.6		Pb	7±0.20	400
Ca	2268±110		Se	<6	
Cd	2±0.05	2.5	Ti	1184±50	
Co	13±0.06		Tl	<6	
Cu	23±1	270	V	50±2	
Fe	24125±1120		Zn	97±4	2200

Valores expresados como media±desviación estándar *Valores máximos recomendado para suelo agrícolas recomendados por NYSDEC (2006).

De acuerdo con los valores máximos recomendados para contenido metales en suelo de cultivo (NYSDEC, 2006) las concentraciones en el suelo de jardín usado en este proyecto se encontraron por debajo de los valores máximos recomendados; con lo que confirma que la tierra de jardín usada en las pruebas de fitotoxicidad funcionó únicamente como matriz de suelo y no influyo de manera negativa en los resultados obtenidos de fitotoxicidad.

Los resultados del análisis *ICP-OES* en las radículas generadas durante las pruebas de fitotoxicidad usando el efluente de electro-oxidación fueron muy interesantes y permitieron dilucidar la relación del contenido de los elementos que fueron absorbidos y sus posibles efectos sobre la inhibición de

crecimiento y los índices de germinación. La Tabla 4–11 señala la caracterización de las radículas mediante ICP–OES.

Tabla 4–11. Análisis ICP–OES de las radículas recolectadas en las pruebas de fitotoxicidad

Semilla	Dilución (%)	Parámetro/Concentraciones (mgkg ⁻¹)									
		Al	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Ni	Zn
<i>L. sativa</i>	0	2599±130	43±2	3013±150	15±0.5	3222±160	30399±1500	3739±140	115±5	15±0.6	76±3
	2.5	2788±150	45±2	3093±140	15±0.5	3391±140	31999±1400	3936±160	121±6	15±0.4	80±2
	10	2987±180	47±2	3082±160	16±0.5	3570±120	33683±1600	4143±210	127±5	16±0.6	84±3
	30	3025±150	51±1	3037±140	20±0.5	3609±120	35452±110	3681±140	104±4	17±0.5	90±3
	60	3176±140	53±1	3189±120	21±0.5	3739±110	36724±120	3865±150	109±5	17±0.4	93±4
	90	3192±150	53±1	3247±150	21±1	3753±160	36851±110	3848±160	111±5	19±5	94±4
<i>C- sativus</i>	0	2442±120	61±3	7067±380	18±0.6	1457±1.1	20805±80	4094±210	89±4	7±4	65±3
	2.5	2919±80	62±3	7018±270	20±0.8	1591±0.6	23552±110	4287±180	90±4	7±3	66±3
	10	3442±150	76±6	7108±480	20±0.2	2417±110	25532±120	4413±120	71±3	7±3	67±2
	30	3631±140	93±4	7035±300	21±0.3	2626±90	30868±150	3595±140	77±4	10±4	69±2
	60	3994±120	102±4	7113±320	21±0.4	2889±160	33955±140	3754±170	75±4	11±5	73±3
	90	4393.2±200	113±5	7139±410	21±1	3178±180	37350±160	3950±200	105±5	12±5	80±3
<i>P. vulgaris</i>	0	654±40	44±2	2058±140	9±0.3	422±300	14557±700	1753±120	29±1	7±3	54±2
	2.5	682±30	50±2	2117±160	9±0.8	557±40	15518±100	1753±180	31±1	7±3	63±2
	10	736±30	56±2	2264±100	14±0.4	578±30	18838±110	1910±80	36±1	7±2	68.3±2
	30	868±40	56±2	2225±110	14±0.6	670±20	18627±80	1447±110	46±2	9±2	69±3
	60	955±40	58±2	2358±80	16±0.4	737±30	20489±1000	1692±120	50±2	9±4	75±3
	90	1050±50	65±2	2413±120	17±0.6	811±40	22538±1000	1961±140	55±2	10±0.5	83±4

Valores expresados como media±desviación estándar.

En los casos del aluminio, bario, cobre, hierro, níquel y zinc se observó una relación directa de los metales evaluados con el contenido de los lixiviados: a mayor concentración de lixiviados, mayor contenido de metales en todos los casos con diferencias estadísticamente significativas entre las tres semillas en la mayoría de la diluciones ($p<0.05$). *P. vulgaris* parece tener menor capacidad de retención de los metales evaluados; ya que en el caso de aluminio, cobre, hierro, níquel y zinc fue la semilla que obtuvo los valores más bajos en los metales mencionados. En contraste *C. sativus* fue la semilla con mayor retención de aluminio, bario, cobre y zinc.

El efecto del aluminio en el crecimiento de las plantas es muy importante. Se considera al aluminio como un factor limitante para la productividad de los cultivos (Yan et al., 2023). La toxicidad del aluminio se manifiesta por primera vez en el sistema radicular. Las raíces son más vulnerables a la toxicidad de este elemento generando crecimiento deficiente al inhibir su elongación y la división celular (Pokharel et al., 2024). En el caso de *L. sativa*, Chen et al. (2020) sugieren la adaptación de esta planta al estrés oxidativo ocasionado por aluminio mediante biosíntesis polifenólica; situación

que bien podría haberse presentado en las pruebas de fitotoxicidad de este proyecto; sobre todo en el caso del efluente de electro-oxidación, que fue en el que se obtuvieron los valores más bajos en la inhibición de crecimiento, comparado al lixiviado crudo y al efluente de electro-coagulación. El valor más alto de aluminio en las radículas fue con *C. sativus*, $4393.2 \pm 200 \text{ mgkg}^{-1}$ con lixiviado crudo al 90%, y el más bajo fue $654 \pm 40 \text{ mgkg}^{-1}$ con *P. vulgaris* en la muestra de control. Considerando los efectos negativos del aluminio en el crecimiento de las plantas, este elemento debe ser considerado como uno de los causante de la fitotoxicidad en los lixiviados evaluados.

El bario puede considerarse levemente fitotóxico (al competir con el calcio necesario para el crecimiento de la planta), pero para que suceda esto sus niveles tendrían que exceder por mucho su valor recomendado en suelo (NYSDEC, 2006); situación que no se presentó en esta investigación. El nivel más alto registrado para bario se presentó con la radícula de *C. sativus* con lixiviado crudo al 90% ($113 \pm 8 \text{ mgkg}^{-1}$), que no se acercó al valor máximo recomendado de 350 mgkg^{-1} . En todas las radículas analizadas el contenido de bario no superó el valor máximo recomendado, por lo que podría considerarse que este elemento en particular no influyó negativamente en las pruebas de fitotoxicidad realizadas.

El cobre es uno de los micronutrientes necesarios para las plantas en muy pequeñas dosis. El cobre ayuda a formar lignina en las paredes celulares, beneficia la resistencia al estrés oxidativo. El exceso de cobre en el sustrato puede afectar el desarrollo de la radícula quemando sus puntas provocándole un crecimiento lateral excesivo que puede reducir la ramificación, y finalmente provocar el deterioro de la planta (Gemin et al., 2023). El máximo valor de cobre en los análisis realizados se registró con $21 \pm 3 \text{ mgkg}^{-1}$ en *C. sativus* con lixiviado crudo al 90%; valor dos veces más alto que el máximo recomendado de 10 mgkg^{-1} (Gemin et al., 2023). Considerando este resultado podría establecerse que el cobre fue otro de los elementos que interfirieron en el crecimiento de las semillas evaluadas. El contenido de cobre en las semillas analizadas estuvo por arriba del valor máximo recomendado, excepto en el caso de las radículas de *C. sativus* con lixiviado crudo a 2.5% y con la muestra de control.

El hierro (Fe) juega un papel fundamental en el crecimiento de las plantas y está involucrado en varios procesos bioquímicos, incluyendo la respiración, la síntesis de clorofila, la defensa de patógenos, la generación y eliminación de especies reactivas de oxígeno, la asimilación de nitrógeno

y la fotosíntesis. Tanto la insuficiencia de hierro como su exceso resultan en efectos perjudiciales en el desarrollo de las plantas, como por ejemplo clorosis (Wang et al., 2023). En las pruebas realizadas, el máximo valor de hierro se presentó en *C. sativus* al 90% de lixiviado crudo con $3753 \pm 160 \text{ mgkg}^{-1}$, valor muy superior al máximo recomendado de 200 mgkg^{-1} (Wang et al., 2023). El contenido de hierro en todas las radículas evaluadas estuvo por arriba del valor máximo recomendado. Si bien es cierto que las pruebas de fitotoxicidad realizadas en este proyecto no involucraron la evaluación de efectos crónicos en el crecimiento de las plantas, caso de la clorosis; puede ser considerado que este exceso de hierro aportado por los lixiviados influyó negativamente en el crecimiento de las semillas evaluadas.

El níquel es un micronutriente que tiene gran importancia en el desarrollo de las plantas, ya que se presenta como un componente de varios compuestos y es imprescindible para la catálisis enzimática. Sin embargo, a pesar de ser menos tóxico que otros metales pesados, como el cobre; es perjudicial para las plantas ya que afecta la función enzimática y dificulta su crecimiento (Einhardt et al., 2022). El valor más alto de níquel se presentó con *L. sativa* con $19 \pm 5 \text{ mgkg}^{-1}$ y el valor máximo recomendado en raíces para este elemento es de 22 mgkg^{-1} (Rodríguez-Jiménez et al., 2016). Podemos establecer que este elemento no influyó negativamente en las pruebas de fitotoxicidad realizadas al encontrarse en contenidos por debajo del máximo recomendado en todas las radículas evaluadas.

El zinc está comúnmente presente en forma insoluble en el suelo y es un micronutriente esencial para las plantas, juega un papel crítico en la síntesis de carbohidratos durante la fotosíntesis y el metabolismo de las hormonas mediante la regulación del nivel de auxinas (hormonas vegetales que promueve el crecimiento de las plantas). Sin embargo, los niveles excesivos de zinc podrían tener un impacto perjudicial en el crecimiento. Los valores adecuados de zinc para el desarrollo de las plantas van de 15 a 20 mgkg^{-1} (Gupta et al., 2023). La concentración más alta de zinc en los análisis se presentó en *L. sativa* $94 \pm 4 \text{ mgkg}^{-1}$ con 90% de lixiviado crudo, valor cuatro veces superior al recomendado; por lo que se podría considerar que el zinc aportó negativamente a los resultados de las pruebas de fitotoxicidad al estar en valores superiores a los recomendados en todas las radículas evaluadas.

En el caso del calcio, potasio, magnesio y manganeso no se mostró una relación directa entre la dilución del lixiviado y su contenido en las radículas; por ejemplo, la radícula de *C. sativus* en la

muestra de control obtuvo una concentración de calcio de $7067 \pm 380 \text{ mgkg}^{-1}$, mientras que con el lixiviado crudo al 90% se registró $7139 \pm 410 \text{ mgkg}^{-1}$; ambos valores no son diferentes estadísticamente hablando ($p > 0.05$). El calcio es un elemento estructural en las plantas que incluye la pared y la membrana celular, juega un papel fundamental en la división y elongación celular (Sharma y Singh, 2023). Los síntomas de deficiencia de calcio se observarían comúnmente en los órganos en crecimiento, incluyendo meristemos apicales, que son responsables de promover el crecimiento cuando la planta germina (Sheeba et al., 2023). No fue posible encontrar en bibliografía valores máximos recomendados de calcio en las plantas al ser un elemento estructural de ellas, por lo que no se tuvieron elementos para establecer si el calcio aportó a la fitotoxicidad de los lixiviados evaluados.

El potasio es un nutriente vegetal esencial que desempeña un papel vital en la salud y el crecimiento de las plantas. Es un macronutriente clave para las plantas y contribuye al 10% del peso seco de la planta. Este macronutriente se obtiene principalmente del suelo (He et al., 2023). De hecho, de los parámetros evaluados por ICP—OES en las radículas, el potasio obtuvo los valores más altos: 36.8 gkg^{-1} en *L. sativa* al 90% de lixiviados hasta 14.5 gkg^{-1} para *P. vulgaris* en la muestra de control. Al comparar los valores de potasio por semillas evaluadas se observó que la radícula de *P. vulgaris* fue la que registró el menor contenido ($p < 0.05$). Considerando que los niveles de suficiencia de potasio en las plantas van de 10 g—50 g de potasio por cada kg de materia seca (Sardans y Peñuelas, 2021), se puede establecer que el potasio no influyó negativamente en la fitotoxicidad de los lixiviados, al encontrarse en valores inferiores al máximo recomendado en todas la radículas evaluadas.

El magnesio es un elemento crucial en el metabolismo de las plantas, y su naturaleza móvil es altamente beneficiosa para su crecimiento. El magnesio es un componente fundamental de la clorofila, permitiendo a las plantas someterse a la fotosíntesis de manera efectiva; por lo que es esencial para la salud y la productividad de los cultivos (Tang et al., 2023). Al comparar los valores de magnesio por semillas evaluadas se observó que la radícula de *P. vulgaris* fue la que tuvo el menor valor ($p < 0.05$). De acuerdo con bibliografía los valores de suficiencia de magnesio en las plantas van de 2 g a 10 g por cada kg de masa seca (Ishfaq et al., 2022; UME, 2023). En vista de que los valores de magnesio se encontraron por debajo del rango máximo se puede establecer que el magnesio no influyó negativamente en la fitotoxicidad de los lixiviados.

El manganeso es un micronutriente crucial que juega un papel vital en el correcto funcionamiento de varios procesos de la planta, incluyendo la elongación celular en la raíz. La planta es capaz de absorber activamente Mn en forma de Mn^{2+} . Sin embargo, un exceso de Mn puede tener efectos perjudiciales en el crecimiento y desarrollo de las plantas al reemplazar al magnesio en las reacciones enzimáticas (Nong et al., 2023). Al comparar los valores de manganeso por semillas se observó que la radícula de *P. vulgaris* fue la que tuvo el menor valor ($p < 0.05$). De acuerdo con bibliografía los valores de suficiencia de magnesio en las plantas van de 50 mg a 150 mg por cada kg de masa seca (Integri, 2023; Li et al., 2019). Todos los valores encontrados de manganeso en las radículas se encontraron por debajo del valor máximo, por lo que se puede establecer que el manganeso no aportó a la toxicidad del lixiviado.

Capítulo V. Conclusiones

- La evaluación del contenido de la materia orgánica en el sistema de tratamiento propuesto electro-coagulación electro-oxidación, aplicado a lixiviados maduros, permitió explicar sus cambios estructurales ante los cambios de biodegradabilidad y fitotoxicidad en los efluentes generados. El seguimiento de la materia orgánica permitió explicar los resultados generados para entender los procesos involucrados, y generar información que enriquezca las propuestas de tratamiento en lixiviados maduros.
- La caracterización de los lixiviados usados en este proyecto (índice de biodegradabilidad 0.094, demanda química de oxígeno $3.4 \pm 0.1 \text{ gL}^{-1}$, carbono orgánico disuelto $1.2 \pm 0.05 \text{ gL}^{-1}$, color $3200 \pm 100 \text{ U Pt Co}$ y nitrógeno amoniacal $0.660 \pm 0.03 \text{ gL}^{-1}$) permite afirmar que los lixiviados en cuestión son del tipo maduro.
- Las condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; fueron para la electro-coagulación: densidad de corriente de 23.3 mAcm^{-2} , agitación 120 revoluciones por minuto y pH 7. Y para la electro-oxidación: NaCl 1.0 gL^{-1} , distancia entre electrodos 0.75 cm, densidad de corriente 33.3 mAcm^{-2} y pH 7.
- A condiciones de mayor remoción de materia orgánica, medida como DQO; se alcanzaron valores de remoción en la demanda química de oxígeno, carbono orgánico disuelto, color y nitrógeno amoniacal en el proceso de electro-coagulación de 63%, 69%, 94% y 50%, respectivamente. Y para el proceso de electro-oxidación estos valores fueron 82%, 86%, 99% y 81%.
- Se incrementó la materia orgánica biodegradable mediante el sistema de tratamiento propuesto. La DQO biodegradable aumentó del 26% en el lixiviado crudo al 39% en el proceso de electro-coagulación y a un 58% en el efluente del proceso de electro-oxidación. El índice de biodegradabilidad en el lixiviado crudo de 0.094 se modificó a 0.26 con el proceso de electro-coagulación y a 0.46 con el proceso de electro-oxidación.
- La DQO particulada pasó del lixiviado crudo 48% a 23% en el efluente de electro-coagulación. El proceso de electro-coagulación eliminó especies coloidales que podrían haber interferido en el proceso de electro-oxidación posterior y demostró ser una alternativa adecuada como una primera etapa del tratamiento.

- El proceso de electro—coagulación removió 69%, 63% y 61% de ácidos húmicos, fúlvicos y de la fracción hidrofílica, respectivamente. Mientras que el proceso de electro—oxidación logró las remociones de los mismos parámetros en 39%, 55% y 70%.
- Una parte de la materia orgánica recalcitrante presente en los lixiviados crudos se convirtió en materiales biodegradables; o bien, a CO₂; mediante el sistema de tratamiento propuesto. La materia orgánica recalcitrante alteró su estructura química, cambiando las características de absorción del espectro electromagnético en longitudes de onda variables; incluyendo ultravioleta, visible e infrarrojo; lo que quedó demostrado con las pruebas espectrométricas realizadas a los efluentes. Se presentó un aumento en el contenido del material biodegradable originado por la rotura de las estructuras aromáticas de las sustancias húmicas presentes en el lixiviado crudo.
- Los resultados en las pruebas de fitotoxicidad permiten afirmar que el sistema de tratamiento propuesto disminuyó la fitotoxicidad de los efluentes generados. Los cambios en las estructuras moleculares de la materia orgánica deben ser la causa de este resultado, principalmente la disminución de aromaticidad.

Recomendaciones

- Se sugiere realizar investigaciones futuras que continúen con esta línea de investigación y que se incluyan estudios genotóxicos para confirmar los impactos perjudiciales de los lixiviados sobre la integridad del ADN, la formación de micronúcleos y posibles aberraciones cromosómicas. Entre los métodos propuestos, el ensayo del cometa unicelular es particularmente recomendable para estimar el daño del ADN (rupturas de una sola hebra) infligido por varios compuestos tóxicos.
- Se propone realizar investigaciones posteriores con diferentes ánodos no activos, como por ejemplo PbO_2 y SnO_2 , a fin de poder establecer comparaciones con el ánodo de diamante dopado con boro, y definir así consideraciones de tipo económico ante un posible escalamiento del sistema de tratamiento propuesto.
- En un futuro proyecto se propone caracterizar a detalle los efluentes generados en el sistema de tratamiento propuesto para determinar la especiación de la oxidación por productos, especialmente de compuestos orgánicos clorados, mediante cromatografía de líquidos acoplada con espectrometría de masa.

Referencias

- Abdulla, H. A. N., Minor, E. C., Dias, R. F., y Hatcher, P. G. (2010). Changes in the compound classes of dissolved organic matter along an estuarine transect: A study using FTIR and ¹³C NMR. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(13), 3815–3838. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.04.006>
- Abu Amr, S. S., Aziz, H. A., y Adlan, M. N. (2013). Optimization of stabilized leachate treatment using ozone/persulfate in the advanced oxidation process. *Waste Management*, 33(6), 1434–1441. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.039>
- Abu Amr, S. S., Aziz, H. A., Adlan, M. N., y Alkaseh, J. M. A. (2014). Effect of ozone and ozone/persulfate processes on biodegradable and soluble characteristics of semiaerobic stabilized leachate. *Environmental Progress y Sustainable Energy*, 33(1), 184–191. <https://doi.org/10.1002/ep.11779>
- Abu Amr, S. S., Aziz, H. A., Adlan, M. N., y Bashir, M. J. K. (2013). Pretreatment of stabilized leachate using ozone/persulfate oxidation process. *Chemical Engineering Journal*, 221(1), 492–499. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.038>
- Abunama, T., Moodley, T., Abualqumboz, M., Kumari, S., y Bux, F. (2021). Variability of leachate quality and polluting potentials in light of leachate pollution index (LPI) – A global perspective. *Chemosphere*, 282(1), 131119. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131119>
- Adb, M. A., Abdul, H., y Suffian, Y. (2021). Electrocoagulation process in the treatment of landfill leachate. In E.-G. Nour (Ed.), *Sustainable Solutions for Environmental Pollution* (First Edition, Vol. 1, pp. 257–283). Scrivener Publishing Wiley.
- Aftab, B., Cho, J., y Hur, J. (2020). Intermittent osmotic relaxation: A strategy for organic fouling mitigation in a forward osmosis system treating landfill leachate. *Desalination*, 482(1), 114406. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114406>
- Alam, R., Sheob, M., Saeed, B., Khan, S. U., Shirinkar, M., Frontistis, Z., Basheer, F., y Farooqi, I. H. (2021). Use of Electrocoagulation for Treatment of Pharmaceutical Compounds in Water/Wastewater: A Review Exploring Opportunities and Challenges. *Water*, 13(15), 2105. <https://doi.org/10.3390/w13152105>
- Alcantar, R. F. (2015). *Evolución de las características físico-químicas del lixiviado generado en el Relleno Sanitario Bordo Poniente [Evolution of the physical-chemical characteristics of leachate generated in the Bordo Poniente landfill]* [Bachelor Thesis]. UNAM.
- Alfaro, M. A. Q., Ferro, S., Martínez-Huitle, C. A., y Vong, Y. M. (2006). Boron doped diamond electrode for the wastewater treatment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 17(2), 227–236. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532006000200003>
- Anantha Singh, T. S., y Ramesh, S. T. (2013). New Trends in Electrocoagulation for the Removal of Dyes from Wastewater: A Review. *Environmental Engineering Science*, 30(7), 333–349. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0417>
- Anglada, Á., Urriaga, A., Ortiz, I., Mantzavinos, D., y Diamadopoulos, E. (2011). Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: Evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. *Water Research*, 45(2), 828–838. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.017>
- Anglada, Urriaga, A., y Ortiz, I. (2009). Pilot scale performance of the electro-oxidation of landfill leachate at boron-doped diamond anodes. *Environmental Science and Technology*, 43(6), 2035–2040. <https://doi.org/10.1021/es802748c>

- Antony, J., Niveditha, S. v., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., y Nidheesh, P. v. (2020). Stabilized landfill leachate treatment by zero valent aluminium-acid system combined with hydrogen peroxide and persulfate based advanced oxidation process. *Waste Management*, 106, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.005>
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (E. Rice, R. Baird, A. Eaton, y L. Clesceri, Eds.; 22nd ed.). American Public Health Association.
- Apshankar, K. R., y Goel, S. (2018). Review and analysis of defluoridation of drinking water by electrocoagulation. *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua*, 67(4), 297–316. <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.113>
- Arhoun, B., Villen-Guzman, M., Rodríguez-Maroto, J. M., y Paz-Garcia, J. M. (2023). Electrochemical treatment of landfill leachate. In *Landfill Leachate Management* (pp. 153–194). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063318_0153
- Arimi, M. M. (2017). Integration of Fenton with biological and physical–chemical methods in the treatment of complex effluents: a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 156–173. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1342699>
- Arunbabu, V., Indu, K. S., y Ramasamy, E. V. (2017). Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, 68, 329–336. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.012>
- Asaithambi, P., Beyene, D., Aziz, A. R. A., y Alemayehu, E. (2018). Removal of pollutants with determination of power consumption from landfill leachate wastewater using an electrocoagulation process: optimization using response surface methodology (RSM). *Applied Water Science*, 8(2), 69. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0715-9>
- ASTM. (1990). *Chemical Effects on the Germination and Early Growth of Terrestrial Plants STP19052S*. <https://www.astm.org/stp19052s.html>
- Baderna, D., Caloni, F., y Benfenati, E. (2019). Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. *Environment International*, 122(1), 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.024>
- Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., y Nidheesh, P. V. (2018). Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 210(1), 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.019>
- Bashir, M. J. K., Aziz, H. A., Aziz, S. Q., y Abu Amr, S. S. (2013). An overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment. *Desalination and Water Treatment*, 51(10–12), 2170–2184. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.734698>
- Bicelli, L. G., Giordani, A., Augusto, M. R., Okada, D. Y., Moura, R. B. de, Vich, D. V., Contrera, R. C., Cano, V., y Souza, T. S. O. de. (2023). Microbial interactions and nitrogen removal performance in an intermittently rotating biological contactor treating mature landfill leachate. *Bioresource Technology*, 389, 129797. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129797>
- Bolobajev, J., Kattel, E., Viisimaa, M., Goi, A., Trapido, M., Tenno, T., y Dulova, N. (2014). Reuse of ferric sludge as an iron source for the Fenton-based process in wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 255, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.06.018>
- Bolyard, S. C., Motlagh, A. M., Lozinski, D., y Reinhart, D. R. (2019). Impact of organic matter from leachate discharged to wastewater treatment plants on effluent quality and UV disinfection. *Waste Management*, 88(1), 257–267. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.036>

- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., y Mameri, N. (2011). Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, 280(1), 347–353. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.032>
- Cabeza, A., Urtiaga, A., Rivero, M. J., y Ortiz, I. (2007). Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 144, 715–719. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.106>
- Campbell, B. (2010). Organic Matter Application Can Reduce Copper Toxicity in Tomato Plants. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education*, 39(1), 45–48. <https://doi.org/10.4195/jnrlse.2010.0002se>
- Cesari, A., Loureiro, M. V., Vale, M., Yslas, E. I., Dardanelli, M., y Marques, A. C. (2020). Polycaprolactone microcapsules containing citric acid and naringin for plant growth and sustainable agriculture: physico-chemical properties and release behavior. *Science of the Total Environment*, 703, 135548. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135548>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Chen, R.-F., Wu, L., Zhong, H.-T., Liu, C.-X., Qiao, W., y Wei, C.-H. (2021). Evaluation of electrocoagulation process for high-strength swine wastewater pretreatment. *Separation and Purification Technology*, 272(1), 118900. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118900>
- Chen, Y., Huang, L., Liang, X., Dai, P., Zhang, Y., Li, B., Lin, X., y Sun, C. (2020). Enhancement of polyphenolic metabolism as an adaptive response of lettuce (*Lactuca sativa*) roots to aluminum stress. *Environmental Pollution*, 261, 114230. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114230>
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H. J., y Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. In *Applied Geochemistry* (pp. 659–718). [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- De Battisti, A., y Martínez-Huitle, C. A. (2018). Electrocatalysis in wastewater treatment. *Electrochemical Water and Wastewater Treatment*, 119–131. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813160-2.00005-5>
- de Pauli, A. R., Espinoza-Quiñones, F. R., Dall'Oglio, I. C., Trigueros, D. E. G., Módenes, A. N., Ribeiro, C., Borba, F. H., y Kroumov, A. D. (2017). New insights on abatement of organic matter and reduction of toxicity from landfill leachate treated by the electrocoagulation process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(6), 5448–5459. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.017>
- De, S., Hazra, T., y Dutta, A. (2019). Assessment of Removal of Mercury from Landfill Leachate by Electrocoagulation. In *Environmental Biotechnology For Soil and Wastewater Implications on Ecosystems* (pp. 21–27). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6846-2_4
- Deng, Y., Chen, N., Feng, C., Chen, F., Wang, H., Feng, Z., Zheng, Y., Kuang, P., y Hu, W. (2019). Research on complexation ability, aromaticity, mobility and cytotoxicity of humic-like substances during degradation process by electrochemical oxidation. *Environmental Pollution*, 251(1), 811–820. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.047>
- Deng, Y., Chen, N., Feng, C., Chen, F., Wang, H., Kuang, P., Feng, Z., Liu, T., Gao, Y., y Hu, W. (2019). Treatment of organic wastewater containing nitrogen and chlorine by combinatorial electrochemical system: Taking biologically treated landfill leachate treatment as an example. *Chemical Engineering Journal*, 364(1), 349–360. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.176>
- Deng, Y., Feng, C., Chen, N., Hu, W., Kuang, P., Liu, H., Hu, Z., y Li, R. (2018). Research on the treatment of biologically treated landfill leachate by joint electrochemical system. *Waste Management*, 82(1), 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.028>

- Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., y Dubé, R. (2018). Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 75(1), 391–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.016>
- Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., Dubé, R., y Ihsen, B. S. (2017). Electrocoagulation of bio-filtrated landfill leachate: Fractionation of organic matter and influence of anode materials. *Chemosphere*, 168(1), 1136–1141. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.092>
- Ding, J., Wang, K., Wang, S., Zhao, Q., Wei, L., Huang, H., Yuan, Y., y Dionysiou, D. (2018). Electrochemical treatment of bio-treated landfill leachate: Influence of electrode arrangement, potential, and characteristics. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.043>
- Ding, J., Wei, L., Huang, H., Zhao, Q., Hou, W., Kabutey, F. T., Yuan, Y., y Dionysiou, D. D. (2018). Tertiary treatment of landfill leachate by an integrated electro-oxidation/electro-coagulation/electro-reduction process: performance and mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 351(2), 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.02.038>
- Ding, J., Zhao, Q.-L., Wei, L.-L., Chen, Y., y Shu, X. (2013). Ammonium nitrogen removal from wastewater with a three-dimensional electrochemical oxidation system. *Water Science and Technology*, 68(3), 552–559. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.262>
- Drogui, P., Blais, J.-F., y Mercier, G. (2007). Review of electrochemical technologies for environmental applications. *Recent Patents on Engineering*, 1(3), 257–272. <https://doi.org/10.2174/187221207782411629>
- Einhardt, A. M., Oliveira, L. M., Ferreira, S., Araújo, W. L., Medeiros, D. B., Fernie, A. R., y Rodríguez, F. Á. (2022). Defense responses and oxidative metabolism of glyphosate-resistant soybean plants infected by *Phakopsora pachyrhizi* modulated by glyphosate and nickel. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 118, 101817. <https://doi.org/10.1016/j.pmpp.2022.101817>
- El Fadili, H., Ben Ali, M., El Mahi, M., Cooray, A. T., y Mostapha Lotfi, E. (2022). A comprehensive health risk assessment and groundwater quality for irrigation and drinking purposes around municipal solid waste sanitary landfill: A case study in Morocco. *Environmental Nanotechnology, Monitoring y Management*, 18(1), 100698. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100698>
- Fan, H., Shu, H.-Y., Yang, H.-S., y Chen, W.-C. (2006). Characteristics of landfill leachates in central Taiwan. *Science of The Total Environment*, 361(1–3), 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.033>
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2012). Anodic oxidation of a biologically treated leachate on a boron-doped diamond anode. *Journal of Hazardous Materials*, 199–200(1), 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.074>
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, 176–177(1), 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>
- Fernandes, A., Santos, D., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2014). Nitrogen and organic load removal from sanitary landfill leachates by anodic oxidation at Ti/Pt/PbO₂, Ti/Pt/SnO₂-Sb₂O₄ and Si/BDD. *Applied Catalysis B: Environmental*, 148–149, 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.10.060>
- Fernandes, A., Santos, D., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2016). Electrochemical oxidation of humic acid and sanitary landfill leachate: Influence of anode material, chloride concentration and current density. *Science of The Total Environment*, 541(1), 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.052>
- Fernandes, A., Spranger, P., Fonseca, A. D., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., y Lopes, A. (2014). Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. *Applied Catalysis B: Environmental*, 144, 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.07.054>

- Foo, K. Y., y Hameed, B. H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 176, 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- Fudala-Ksiazek, S., Sobaszek, M., Luczkiewicz, A., Pieczynska, A., Ofiarska, A., Fiszka-Borzyszkowska, A., Sawczak, M., Ficek, M., Bogdanowicz, R., y Siedlecka, E. M. (2018). Influence of the boron doping level on the electrochemical oxidation of raw landfill leachates: Advanced pre-treatment prior to the biological nitrogen removal. *Chemical Engineering Journal*, 334, 1074–1084. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.196>
- Fuentes, A. (2004). Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, 108(3), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.02.014>
- Gamar, A., Khiya, Z., Zair, T., Kabriti, M. El, Bouhlal, A., y Hilali, F. El. (2017). Assessment of physico chemical quality of the polluting load of leachates from the wild dump of The Hajeb City. *International Journal of Research -GRANTHAALAYAH*, 5(6), 63–71. <https://doi.org/10.29121/granthaalayah.v5.i6.2017.1997>
- Gandhimathi, R., Babu, A., Nidheesh, P. V., Ramesh, S. T., y Anantha Singh, T. S. (2015). Laboratory study on leachate treatment by electrocoagulation using fly ash and bottom ash as supporting electrolytes. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(3), 1–10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000240](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000240)
- García-Segura, S., Eiband, M. M. S. G., de Melo, J. V., y Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801(9), 267–299. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>
- Gatsios, E., Hahladakis, J. N., y Gidaracos, E. (2015). Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management*, 154(1), 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.018>
- GDF. (2004). *Cierre de la etapa IV del Relleno Sanitario Bordo Poniente [Close of stage IV of the Bordo Poniente Landfill]*. Informe Preventivo [Preventive Report]. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/mex/estudios/2004/15EM2004U0019.pdf>
- Gemin, L. G., de Lara, G. B., Mógor, Á. F., Mazaro, S. M., Sant'Anna-Santos, B. F., Mógor, G., Amatuzzi, J. D. O., Cordeiro, E. C. N., y Marques, H. M. C. (2023). Polysaccharides combined to copper and magnesium improve tomato growth, yield, anti-oxidant and plant defense enzymes. *Scientia Horticulturae*, 310, 111758. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111758>
- Ghanbari, Wu, J., Khatebasreh, M., Ding, D., y Lin, K. Y. A. (2020). Efficient treatment for landfill leachate through sequential electrocoagulation, electrooxidation and PMS/UV/CuFe₂O₄ process. *Separation and Purification Technology*, 242(February). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.116828>
- Gomes, A. I., Santos, S. G. S., Silva, T. F. C. V., Boaventura, R. A. R., y Vilar, V. J. P. (2019). Treatment train for mature landfill leachates: Optimization studies. *Science of the Total Environment*, 673, 470–479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.027>
- Gönder, Z. B., Balcioğlu, G., Kaya, Y., y Vergili, I. (2019). Treatment of carwash wastewater by electrocoagulation using Ti electrode: optimization of the operating parameters. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(12), 8041–8052. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02413-4>
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L., y McCarthy, J. F. (1995). Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(2), 219–229. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(94\)00282-Q](https://doi.org/10.1016/0016-7037(94)00282-Q)

- Gu, Bao, M., He, C., y Chen, W. (2023). Transformation of dissolved organic matter in landfill leachate during a membrane bioreactor treatment. *Science of The Total Environment*, 856(1), 159066. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159066>
- Guerrero-Rodríguez, D., Sánchez-Yáñez, J. M., Buenrostro-Delgado, O., y Márquez-Benavides, L. (2014). Phytotoxic effect of landfill leachate with different pollution indexes on common bean. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(6). <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2002-1>
- Guo, Z., Zhang, Y., Jia, H., Guo, J., Meng, X., y Wang, J. (2022). Electrochemical methods for landfill leachate treatment: A review on electrocoagulation and electrooxidation. *Science of The Total Environment*, 806, 150529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150529>
- Gupta, y Paulraj, R. (2017). Leachate composition and toxicity assessment: an integrated approach correlating physicochemical parameters and toxicity of leachates from MSW landfill in Delhi. *Environmental Technology*, 38(13–14), 1599–1605. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1238515>
- Gupta, S., Srivastava, P. K., y Singh, R. P. (2023). Application of plant growth promoting microbes to enrich zinc in potato for nutritional security and sustainable agriculture. *Rhizosphere*, 25, 100665. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2023.100665>
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., y Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>
- He, Ren, T. X., Jin, Z. D., Deng, L., Liu, H. J., Cheng, Y. Y., Li, Z. Y., Liu, X. X., Yang, Y., y Chang, H. (2023). Precise analysis of potassium isotopic composition in plant materials by multi-collector inductively coupled plasma mass spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 209, 106781. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2023.106781>
- He, Y., Lin, H., Guo, Z., Zhang, W., Li, H., y Huang, W. (2019). Recent developments and advances in boron-doped diamond electrodes for electrochemical oxidation of organic pollutants. *Separation and Purification Technology*, 212, 802–821. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.11.056>
- Hernández-Flores, G., Solorza-Feria, O., y Poggi-Varaldo, H. M. (2017). Bioelectricity generation from wastewater and actual landfill leachates: A multivariate analysis using principal component analysis. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(32), 20772–20782. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.01.021>
- Hilles, A. H., Abu Amr, S. S., Hussein, R. A., Arafa, A. I., y El-Sebaie, O. D. (2015). Effect of persulfate and persulfate/H₂O₂ on biodegradability of an anaerobic stabilized landfill leachate. *Waste Management*, 44, 172–177. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.07.046>
- Huda, N., Raman, A. A. A., Bello, M. M., y Ramesh, S. (2017). Electrocoagulation treatment of raw landfill leachate using iron-based electrodes: Effects of process parameters and optimization. *Journal of Environmental Management*, 204, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.028>
- Hussein, M., Yoneda, K., Zaki, Z. Mohd., Othman, N., y Amir, A. (2019). Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring y Management*, 12(1), 100232. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>
- Ibrahim, A., y Yaser, A. Z. (2019). Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(6), 103483. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103483>
- INEGI. (2001). *Síntesis de información geográfica del Estado de México [State of Mexico Geographic Information Synthesis]*. <https://searchworks.stanford.edu/view/4811414>

- INEGI. (2017). *Censo nacional de gobiernos municipales y delegacionales 2017*.
https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2017/default.html#Datos_abiertos
- Intagri. (2023). *El magnesio en la nutrición vegetal*. <https://www.intagri.com/articulos/nutricion-vegetal/el-manganeso-en-la-nutricion-vegetal>
- Ishfaq, M., Wang, Y., Yan, M., Wang, Z., Wu, L., Li, C., y Li, X. (2022). Physiological Essence of Magnesium in Plants and Its Widespread Deficiency in the Farming System of China. *Frontiers in Plant Science*, 13.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2022.802274>
- Islam, S. M. D.-U. (2019). Electrocoagulation (EC) technology for wastewater treatment and pollutants removal. *Sustainable Water Resources Management*, 5(1), 359–380. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0152-1>
- ISO. (2007). *Water quality-Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. <https://cdn.standards.itech.ai/samples/36250/2ab75567a9fa47ada0f6eb7edf654bf7/ISO-11885-2007.pdf>
- ISO. (2017a). *ISO 11269-1 Soil quality — Determination of the effects of pollutants on soil flora — Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth*. <https://www.iso.org/standard/51388.html>
- ISO. (2017b). *ISO 11269-2: Soil quality — Determination of the effects of pollutants on soil flora — Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants*. <https://www.iso.org/standard/51382.html>
- Jain, A., Rai, S., Srinivas, R., y Al-Raoush, R. I. (2022). Bioinspired modeling and biogeography-based optimization of electrocoagulation parameters for enhanced heavy metal removal. *Journal of Cleaner Production*, 338, 130622. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130622>
- Jiang, J.-R., Chen, Z.-F., Liao, X.-L., Liu, Q.-Y., Zhou, J.-M., Ou, S.-P., y Cai, Z. (2023). Identifying potential toxic organic substances in leachates from tire wear particles and their mechanisms of toxicity to *Scenedesmus obliquus*. *Journal of Hazardous Materials*, 458, 132022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132022>
- Jiménez, B. E. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. (Limusa, Ed.). Colegio de Ingenieros Ambientales de México A.C.
- Jiménez-Bambague, E. M., Villarreal-Arias, D. S., Ramírez-Vanegas, O. D., Gómez-Gómez, D. D., Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., Mota-Filho, C. R., y Machuca-Martínez, F. (2023). Removal of pharmaceutical compounds from real urban wastewater by a continuous bio-electrochemical process at pilot scale. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110130>
- Kabdaşlı, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., y Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2–45. <https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>
- Kalčíková, G., Zagorc-Končan, J., Zupančič, M., y Gotvajn, A. Ž. (2012). Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87(9), 1349–1353. <https://doi.org/10.1002/jctb.3776>
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, Mohd. S., Aziz, H. A., y Hung, Y.-T. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113–126. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>
- Kaur, N., Erickson, T. E., Ball, A. S., y Ryan, M. H. (2017). A review of germination and early growth as a proxy for plant fitness under petrogenic contamination — knowledge gaps and recommendations. *Science of The Total Environment*, 603–604, 728–744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.179>
- Khandegar, V., y Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent — A review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949–963. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043>

- Kim, J.-W., Lee, H.-S., Lim, H.-B., y Shin, H.-S. (2023). Identification of the cause of the difference among TOC quantitative methods according to the water sample characteristics. *Science of The Total Environment*, 875, 162530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162530>
- Koshy, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T., y Bérubé, K. (2007). Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills - assessment of toxicity. *Science of the Total Environment*, 384(1–3), 171–181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.017>
- Labiadh, L., Fernandes, A., Ciríaco, L., Pacheco, M. J., Gadri, A., Ammar, S., y Lopes, A. (2016). Electrochemical treatment of concentrate from reverse osmosis of sanitary landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 181, 515–521. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.069>
- Li, Chen, J., Yan, W., y Sang, N. (2017). A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize). *Journal of Environmental Sciences (China)*, 55(2008), 206–213. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.031>
- Li, J., Jia, Y., Dong, R., Huang, R., Liu, P., Li, X., Wang, Z., Liu, G., y Chen, Z. (2019). Advances in the Mechanisms of Plant Tolerance to Manganese Toxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, 20(20). <https://doi.org/10.3390/ijms20205096>
- Li, Zhou, S. qi, Sun, Y. bo, Feng, P., y Li, J. da. (2009). Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 408–415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.034>
- Mallick, S. P., Patel, H. V., Gawande, S., Wadee, A., Chen, H., McKenna, A. M., Brazil, B., Yu, W., y Zhao, R. (2024). Using landfill leachate to indicate the chemical and biochemical activities in elevated temperature landfills. *Journal of Environmental Management*, 351, 119719. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119719>
- Mandal, P., Dubey, B. K., y Gupta, A. K. (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, 69(1), 250–273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>
- Martínez-Cruz, A., Rojas Valencia, M. N., Araiza-Aguilar, J. A., Nájera-Aguilar, H. A., y Gutiérrez-Hernández, R. F. (2021). Leachate treatment: comparison of a bio-coagulant (*Opuntia ficus mucilage*) and conventional coagulants using multi-criteria decision analysis. *Heliyon*, 7(7), e07510. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07510>
- Merck. (2023). *Tabla y gráfico de espectros infrarrojos [Table and graph of infrared spectra]*. <https://www.sigmaaldrich.com/MX/es/technical-documents/technical-article/analytical-chemistry/photometry-and-reflectometry/ir-spectrum-table>
- Minitab. (2022). *Minitab LCC*. <https://www.minitab.com/es-mx/about-us/>
- Mishra, S. K., Chowdhury, S. D., Bhunia, P., y Sarkar, A. (2023). Constructed wetland for landfill leachate treatment. In T. Kumar y C. S. P. Ojh (Eds.), *Landfill Leachate Management* (pp. 111–130). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063318_0111
- Mohammad-Pajoo, E., Turcios, A. E., Cuff, G., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.-H., Vedenyapina, M. D., y Sharifullina, L. R. (2018). Removal of inert COD and trace metals from stabilized landfill leachate by granular activated carbon (GAC) adsorption. *Journal of Environmental Management*, 228, 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.020>
- Mohora, E., Rončević, S., Agbaba, J., Tubić, A., Mitić, M., Klačnja, M., y Dalmacija, B. (2014). Removal of arsenic from groundwater rich in natural organic matter (NOM) by continuous electrocoagulation/flocculation (ECF). *Separation and Purification Technology*, 136, 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.09.006>

- Monje-Ramírez, I., y Velásquez, M. T. O. de. (2004). Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation–ozonation coupling processes. *Water Research*, 38(9), 2359–2367. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.011>
- Montgomery, D. C. (2017). *Design and analysis of experiments* (Inc. John Wiley y Sons, Ed.; Eighth Edition). Arizon State University.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., y Chandra, A. (2006). Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1), 435–456. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>
- Moradi, M., y Ghanbari, F. (2014). Application of response surface method for coagulation process in leachate treatment as pretreatment for Fenton process: Biodegradability improvement. *Journal of Water Process Engineering*, 4(1), 67–73. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.09.002>
- Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A. G., Morkovsky, P., Parga, J. R., y Peterson, E. (2007). Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, 56(2), 204–211. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.031>
- Nabuyanda, M. M., Kelderman, P., Sankura, M. G., Rousseau, D., y Irvine, K. (2022). Investigating the effect of Eh and pH on binding forms of Co, Cu, and Pb in wetland sediments from Zambia. *Journal of Environmental Management*, 319(1), 115543. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115543>
- Naje, A. S., Ajeel, M. A., Ali, I. M., Al-Zubaidi, H. A. M., y Alaba, P. A. (2019). Raw landfill leachate treatment using an electrocoagulation process with a novel rotating electrode reactor. *Water Science and Technology*, 80(3), 458–465. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.289>
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Ajeel, M. A., y Alaba, P. A. (2017). A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(3). <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0019>
- Naveen, B. P., Sivapullaiah, P. V., y Sitharam, T. G. (2016). Effect of aging on the leachate characteristics from municipal solid waste landfill. *Japanese Geotechnical Society Special Publication*, 2(56), 1940–1945. <https://doi.org/10.3208/jgssp.IND-06>
- Niveditha, S. V., y Gandhimathi, R. (2020). Flyash augmented Fe₃O₄ as a heterogeneous catalyst for degradation of stabilized landfill leachate in Fenton process. *Chemosphere*, 242(1), 125189. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125189>
- Nong, H., Liu, J., Chen, J., Zhao, Y., Wu, L., Tang, Y., Liu, W., Yang, G., y Xu, Z. (2023). Woody plants have the advantages in the phytoremediation process of manganese ore with the help of microorganisms. *Science of The Total Environment*, 863, 160995. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160995>
- NYSDEC. (2006). *New York State Brownfield Cleanup Program Development of Soil Cleanup Objectives Technical Support Document*. https://www.dec.ny.gov/docs/remediation_hudson_pdf/techsuppdoc.pdf
- OECD. (2006). OECD Test Guideline 208: Terrestrial Plant Test - Seedling Emergence and Seedling Growth Test. *Guidelines for the Testing of Chemicals, Terrestrial Plant Test Seedling Emergence and Seedling Growth Test*, 227(September), 1–21. <https://doi.org/10.1787/9789264070066-en>
- Orta de Velásquez, M. T., Rojas-Valencia, M. N., Yáñez, I., Monje, I., y Londoño, W. J. (2006). Alternativa de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en plantas de agua residuales urbanas. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, 1(1).

- Panizza, M., y Cerisola, G. (2009). Direct And Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants. *Chemical Reviews*, 109(12), 6541–6569. <https://doi.org/10.1021/cr9001319>
- Panizza, M., Delucchi, M., y Sirés, I. (2010). Electrochemical process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Applied Electrochemistry*, 40(10), 1721–1727. <https://doi.org/10.1007/s10800-010-0109-7>
- Panizza, M., y Martínez-Huitle, C. A. (2013). Role of electrode materials for the anodic oxidation of a real landfill leachate - Comparison between Ti-Ru-Sn ternary oxide, PbO₂ and boron-doped diamond anode. *Chemosphere*, 90, 1455–1460. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.006>
- Parra, N., y Ovando, E. (2011). *Comportamiento de un sistema de impermeabilización con Geomembrana en relleno*. <https://www.iingen.unam.mx/es-mx/Investigacion/Proyecto/Paginas/Comportamientodeunsistemadeimpermeabilizacion.aspx>
- Pérez, G., Saiz, J., Ibañez, R., Urtiaga, A. M., y Ortiz, I. (2012). Assessment of the formation of inorganic oxidation by-products during the electrocatalytic treatment of ammonium from landfill leachates. *Water Research*, 46(8), 2579–2590. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.015>
- Pivato, A., y Gaspari, L. (2006). Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Waste Management*, 26(10), 1148–1155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.10.008>
- Poblete, R., Cortes, E., Bakit, J., y Luna-Galiano, Y. (2019). Landfill leachate treatment using combined fish scales based activated carbon and solar advanced oxidation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 123, 253–262. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.017>
- Poblete, R., y Pérez, N. (2020). Use of sawdust as pretreatment of photo-Fenton process in the depuration of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 253(1), 109697. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109697>
- Pokharel, B. R., Sheri, V., Kumar, M., Zhang, Z., y Zhang, B. (2024). The update and transport of aluminum nanoparticles in plants and their biochemical and molecular phototoxicity on plant growth and development: A systematic review. *Environmental Pollution*, 340, 122875. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122875>
- Poznyak, T., Bautista, G. L., Chaírez, I., Córdova, R. I., y Ríos, L. E. (2008). Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 152(3), 1108–1114. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.098>
- Preethi, Tamizh, E., y Vasanth, A. (2019). Performance assessment of electrode materials in the treatment of leachate by using electrocoagulation process. *International Journal of Advance Research*, 5(3), 467–471. www.IJARIT.com
- Priyanka, M., y Saravanakumar, M. P. (2023). Removal of microplastics and refractory humic/fulvic – like components from landfill leachate using Coagulative Colloidal Gas Aphrons: Insights on dissolved organic matter fingerprints. *Journal of Cleaner Production*, 430, 139696. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139696>
- PROFEPA. (2010). *Acuerdo de cierre del Relleno Sanitario Bordo Poniente [Agreement to close the landfill on Bordo Poniente]*. https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/3476/1/mx.wap/el_gobierno_federal_y_el_gobierno_del_distrito_federal_acuerdan_cerrar_el_relleno_sanitario_bordo_poniente.html
- Rodríguez-Jiménez, T. J., Ojeda-Barrios, D. L., Blanco-Macías, F., Valdez-Cepeda, R. D., y Parra-Quezada, R. (2016). Urease and nickel in plant physiology. *Revista Chapingo Serie Horticultura* |, 22(6), 69–81. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2014.11.051>

- Romero, D. L. L. A., Quinto Diez, P., Tovar Gálvez, L. R., Alvarado Perea, L., López Barragán, C. A., García Rodríguez, C. A., y Reyes León, A. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285, 119132. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119132>
- Sang, N., Han, M., Li, G., y Huang, M. (2010). Landfill leachate affects metabolic responses of *Zea mays* L. seedlings. *Waste Management*, 30(5), 856–862. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.023>
- Sardans, J., y Peñuelas, J. (2021). Potassium Control of Plant Functions: Ecological and Agricultural Implications. *Plants*, 10(2), 419. <https://doi.org/10.3390/plants10020419>
- Sato, Y., Xiang, Y., Cooper, P., Cassol, G. S., Luo, Y., Zeng, Q., Shang, C., Ren, Z. J., y Chen, G. (2023). Evaluating UV254 absorbance reductions in landfill leachate for municipal sewage co-treatment through timed UV/electrooxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 445, 130624. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130624>
- Schellekens, J., Buurman, P., Kalbitz, K., Zomer, A. van, Vidal-Torrado, P., Cerli, C., y Comans, R. N. J. (2017). Molecular Features of Humic Acids and Fulvic Acids from Contrasting Environments. *Environmental Science y Technology*, 51(3), 1330–1339. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03925>
- Seibert, D., Quesada, H., Bergamasco, R., Borba, F. H., y Pellenz, L. (2019). Presence of endocrine disrupting chemicals in sanitary landfill leachate, its treatment and degradation by Fenton based processes: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 131(1), 255–267. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.09.022>
- SEMARNAT. (2019). Residuos. In *Informe de la situación del medio ambiente en México* (pp. 431–470). <https://doi.org/10.1001/jama.1978.03280340064027>
- Shadi, A. M. H., Kamaruddin, M. A., Niza, N. M., Emanuela, M. I., Shaah, M. A., Yusoff, M. S., y Allafi, F. A. (2020). Characterization of stabilized leachate and evaluation of LPI from sanitary landfill in Penang, Malaysia. *Desalination and Water Treatment*, 189(1), 152–164. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25468>
- Sharma, A., y Singh, A. (2023). A review on plant annexins: The calcium binding proteins with multifaceted roles in plant growth, development and stress tolerance. *South African Journal of Botany*, 162, 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2023.08.068>
- Sharma, Chaudhari, P. K., Dubey, S., y Prajapati, A. K. (2020). Electrocoagulation Treatment of Electroplating Wastewater: A Review. *Journal of Environmental Engineering*, 146(10). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001790](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001790)
- Sheeba, Apelt, F., Kumar, A., Acosta, I. F., Bents, D., Annunziata, M. G., Fichtner, F., Gutjahr, C., Mueller-Roeber, B., y Olas, J. J. (2023). Transcription factor HSF1 controls thermomemory at the shoot apical meristem by regulating ethylene biosynthesis and signaling in Arabidopsis. *Plant Communications*, 100743. <https://doi.org/10.1016/j.xplc.2023.100743>
- Shehzad, A., Bashir, M. J. K., Sethupathi, S., y Lim, J.-W. (2016). An insight into the remediation of highly contaminated landfill leachate using sea mango based activated bio-char: optimization, isothermal and kinetic studies. *Desalination and Water Treatment*, 57(47), 22244–22257. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1130660>
- Silpa, K., Lisa, Y., Perinaz, B.-T., y Frank, V. W. (2018). *What a waste 2.0: A global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. World Bank Group. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Simon, S., Suresh, B. K., y Anantha-Singh, T. S. (2023). A sequential aerated electrocoagulation and peroxicoagulation process for the treatment of municipal stabilized landfill leachate by iron and graphite electrodes. *Chemosphere*, 339. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139692>

- Singh, A., y Dash, R. R. (2023). Nitrogen removal from landfill leachate. In *Landfill Leachate Management* (p. 106). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063318_0087
- Siti Nor, F. Z., y Hamidi, A. A. (2018). Characteristic of leachate at Alor Pongsu Landfill Site, Perak, Malaysia: A comparative study. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 140(1), 012013. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/140/1/012013>
- Sobrero, M. C., y Ronco, A. (2008). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In SEMARNAT (Ed.), *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo* (First edition, pp. 55–68). Instituto Nacional de Ecología.
- Song, P., Yang, Z., Zeng, G., Yang, X., Xu, H., Wang, L., Xu, R., Xiong, W., y Ahmad, K. (2017). Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*, 317, 707–725. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.086>
- Srivastava, A. K., Kumar, R. R., y Singh, A. K. (2014). Cell cycle stage specific application of municipal landfill leachates to assess the genotoxicity in root meristem cells of barley (*Hordeum vulgare*). *Environmental Science and Pollution Research*, 21(24), 13979–13986. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3298-5>
- Stadler, A., y Michaelis, M. (2021). *A Chemist's Guide to Sample Preparation* (Anton Paar Publishing y Graz: Eds.; 3rd Edition). Anton. <https://www.anton-paar.com/corp-en/a-chemists-guide-to-sample-preparation/>
- Storck, T. R., Canabarro, M. I., Silvestri, S., Piccoli, A. L., Ames, J., Loro, V. L., Zanella, R., Tassinari, A., Tiecher, T. L., Brunetto, G., Carissimi, E., y Clasen, B. (2023). Toxicity evaluation of landfill leachate after treatment by simple distillation using *Danio rerio* biomarkers. *Process Safety and Environmental Protection*, 174, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.03.080>
- Subbarao, G. V., y Searchinger, T. D. (2021). A “more ammonium solution” to mitigate nitrogen pollution and boost crop yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(22). <https://doi.org/10.1073/pnas.2107576118>
- Sun, X., Wang, X., Liu, Y., Lian, Y., Meng, L., y Su, Z. (2022). Removing refractory organic matter from nanofiltration concentrated landfill leachate by electrooxidation combined with electrocoagulation: Characteristics and implication for leachate management. *Journal of Water Process Engineering*, 47(1), 102747. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102747>
- Szymańska-Pulikowska, A., Wdowczyk, A., y Wiercik, P. (2023). Analysis of changes on substrates filling constructed wetland systems after landfill leachate treatment - FTIR study. *Journal of Cleaner Production*, 411, 137336. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137336>
- Taguchi, G., Chowdhury, S., y Wu, Y. (2004). *Taguchi's Quality Engineering Handbook*. John Wiley y Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9780470258354>
- Tang, L., Xiao, L., Chen, E., Lei, X., Ren, J., Yang, Y., Xiao, B., y Gong, C. (2023). Magnesium transporter CsMGT10 of tea plants plays a key role in chlorosis leaf greening. *Plant Physiology and Biochemistry*, 201, 107842. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2023.107842>
- Tanyol, M., Ogedey, A., y Oguz, E. (2018). COD removal from leachate by electrocoagulation process: Treatment with monopolar electrodes in parallel connection. *Water Science and Technology*, 77(1), 177–186. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.528>
- Tejera, J., Hermosilla, D., Gascó, A., Miranda, R., Alonso, V., Negro, C., y Blanco, Á. (2021). Treatment of mature landfill leachate by electrocoagulation followed by Fenton or UVA-LED photo-Fenton processes. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 119, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2021.02.018>

- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., y Chen, W. (2021). Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, 203(1), 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I. A., Tolkou, A. K., y Airoldi, M. (2017). Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 9(1), 1–39. <https://doi.org/10.3390/su9010009>
- Tripathy, B. K., y Kumar, M. (2019). Sequential coagulation/flocculation and microwave-persulfate processes for landfill leachate treatment: Assessment of bio-toxicity, effect of pretreatment and cost-analysis. *Waste Management*, 85(1), 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.014>
- Turro, E., Giannis, A., Cossu, R., Gidarakos, E., Mantzavinos, D., y Katsaounis, A. (2012). Reprint of: Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 207–208, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.083>
- Umar, M., Aziz, H. A., y Yusoff, M. S. (2010). Variability of Parameters Involved in Leachate Pollution Index and Determination of LPI from Four Landfills in Malaysia. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010(1), 1–6. <https://doi.org/10.1155/2010/747953>
- UME. (2023). *Magnesium for crop production*. <https://extension.umn.edu/micro-and-secondary-macronutrients/magnesium-crop-production>
- Un, U. T., y Ocal, S. E. (2015). Removal of Heavy Metals (Cd, Cu, Ni) by Electrocoagulation. *International Journal of Environmental Science and Development*, 6(6), 425–429. <https://doi.org/10.7763/IJESD.2015.V6.630>
- UNEP. (2022). *Solid waste management*. <https://www.unep.org/explore-topics/resource-efficiency/what-we-do/cities/solid-waste-management>
- Upadhyay, S. K. (2006). *Chemical Kinetics and Reaction Dynamics* (Anamaya Publishers, Ed.; First Edition). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4547-9>
- Urriaga, A., Rueda, A., Anglada, Á., y Ortiz, I. (2009). Integrated treatment of landfill leachates including electrooxidation at pilot plant scale. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2–3), 1530–1534. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.037>
- USEPA. (1996). *Ecological Effects Test Guidelines OPPTS (850.4200): Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test*. United States Environmental Protection Agency. [https://doi.org/EPA 712-C-96-154](https://doi.org/EPA%20712-C-96-154)
- Viana, D. G., Egreja Filho, F. B., Pires, F. R., Soares, M. B., Ferreira, A. D., Bonomo, R., y Martins, L. F. (2021). In situ barium phytoremediation in flooded soil using *Typha domingensis* under different planting densities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 210, 111890. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111890>
- Vinti, G., Tudor, T., y Vaccari, M. (2023). Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: a review update. In *Landfill Leachate Management* (p. 10). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789063318_0001
- Wang, Garipey, Y., Adekunle, A., y Raghavan, V. (2023). Influence of iron fertilizer form and concentration on bioelectricity and methane emission from hydroponic plant microbial fuel cells. *Journal of Cleaner Production*, 139676. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139676>
- Wang, H., Wang, Y., Li, X., Sun, Y., Wu, H., y Chen, D. (2016a). Removal of humic substances from reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF) concentrated leachate using continuously ozone generation-reaction treatment equipment. *Waste Management*, 56, 271–279. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.040>

- Wang, Wang, Y., Li, X., Sun, Y., Wu, H., y Chen, D. (2016b). Removal of humic substances from reverse osmosis (RO) and nanofiltration (NF) concentrated leachate using continuously ozone generation-reaction treatment equipment. *Waste Management*, 56(1), 271–279. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.040>
- Ward, M. L., Bitton, G., y Townsend, T. (2005). Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*, 60(2), 206–215. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.054>
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., y Mopper, K. (2003). Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environmental Science y Technology*, 37(20), 4702–4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C. L., y Vithanage, M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 421(1), 126627. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627>
- Wu, Y., Zhou, S., Ye, X., Chen, D., Zheng, K., y Qin, F. (2011). Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. *Process Safety and Environmental Protection*, 89(2), 112–120. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2010.10.005>
- Xu, B., Iskander, S. M., y He, Z. (2020). Dominant formation of unregulated disinfection by-products during electrocoagulation treatment of landfill leachate. *Environmental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109006>
- Yan, L., Riaz, M., Li, S., Cheng, J., y Jiang, C. (2023). Harnessing the power of exogenous factors to enhance plant resistance to aluminum toxicity; a critical review. *Plant Physiology and Biochemistry*, 203, 108064. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2023.108064>
- Yang, Cheng, L., Liang, H., Xu, A., Li, Y., Nabi, M., Wang, H., Hu, J., y Gao, D. (2023). Efficient nitrogen removal from mature landfill leachate by single-stage partial-nitrification anammox using expanded granular sludge bed. *Journal of Environmental Management*, 344, 118460. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118460>
- Yang, De Buyck, P.-J., Zhang, R., Manhaeghe, D., Wang, H., Chen, L., Zhao, Y., Demeestere, K., y Van Hulle, S. W. H. (2022). Enhanced removal of refractory humic- and fulvic-like organics from biotreated landfill leachate by ozonation in packed bubble columns. *Science of The Total Environment*, 807, 150762. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150762>
- Yang, Han, Y., Yu, G., Zhuo, Q., Deng, S., Wu, J., y Zhang, P. (2016). Efficient removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from aqueous solution by electrocoagulation using iron electrode. *Chemical Engineering Journal*, 303, 384–390. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.011>
- Yang, X., Meng, L., y Meng, F. (2019). Combination of self-organizing map and parallel factor analysis to characterize the evolution of fluorescent dissolved organic matter in a full-scale landfill leachate treatment plant. *Science of the Total Environment*, 654, 1187–1195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.135>
- Yang, Y. H., y Zhang, H. Y. (1998). Effect of citric acid on aluminum toxicity in the growth of mungbean seedlings. *Journal of Plant Nutrition*, 21(5), 1037–1044. <https://doi.org/10.1080/01904169809365462>
- Yazici, Dincer, K., y Varank, G. (2019). Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering*, 31(5), 100863. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100863>
- Yazici Guvenc, S. (2019). Optimization of COD removal from leachate nanofiltration concentrate using H₂O₂/Fe²⁺/heat – Activated persulfate oxidation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 126, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.03.034>

- Yildiz, Y. Ş., Koparal, A. S., Irdemez, Ş., y Keskinler, B. (2007). Electrocoagulation of synthetically prepared waters containing high concentration of NOM using iron cast electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2), 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.044>
- Yuan, y Lu. (2005). Comparison treatment of various chlorophenols by electro-Fenton method: relationship between chlorine content and degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 118(1–3), 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.025>
- Zaied, B. K., Rashid, M., Nasrullah, M., Zularisam, A. W., Pant, D., y Singh, L. (2020). A comprehensive review on contaminants removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation process. *Science of The Total Environment*, 726, 138095. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138095>
- Zhang, Gong, J.-L., Zenga, G.-M., Ou, X.-M., Jiang, Y., Chang, Y.-N., Guo, M., Zhang, C., y Liu, H.-Y. (2016). Simultaneous removal of humic acid/fulvic acid and lead from landfill leachate using magnetic graphene oxide. *Applied Surface Science*, 370, 335–350. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.02.181>
- Zhang, Z., Teng, C., Zhou, K., Peng, C., y Chen, W. (2020). Degradation characteristics of dissolved organic matter in nanofiltration concentrated landfill leachate during electrocatalytic oxidation. *Chemosphere*, 255(1), 127055. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127055>
- Zhao, Pang, Y., Liu, L., Gao, J., y Lv, B. (2010). Highly efficient and energy-saving sectional treatment of landfill leachate with a synergistic system of biochemical treatment and electrochemical oxidation on a boron-doped diamond electrode. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1–3), 1078–1083. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.115>
- Zhao, X., Wei, X., Xia, P., Liu, H., y Qu, J. (2013). Removal and transformation characterization of refractory components from biologically treated landfill leachate by Fe²⁺/NaClO and Fenton oxidation. *Separation and Purification Technology*, 116(1), 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.05.030>
- Zheltikov, A. (2005). Course notes on the interpretation of infrared and Raman spectra. *Journal of Raman Spectroscopy*, 36(8), 834–834. <https://doi.org/10.1002/jrs.1381>
- Zhou, B., Yu, Z., Wei, Q., Long, H., Xie, Y., y Wang, Y. (2016). Electrochemical oxidation of biological pretreated and membrane separated landfill leachate concentrates on boron doped diamond anode. *Applied Surface Science*, 377(1), 406–415. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.03.045>
- Ziyang, L., Luochun, W., Nanwen, Z., y Youcai, Z. (2015). Martial recycling from renewable landfill and associated risks: A review. *Chemosphere*, 131, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.036>
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S. K., Buelna, G., y Dubé, R. (2016). Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318–326. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.010>

Anexo 1. Productos de la investigación

- Martínez-Cruz, A., Rojas-Valencia, M. N., Araiza-Aguilar, J. A., Nájera-Aguilar, H. A., y Gutiérrez-Hernández, R. F. (2021). Leachate treatment: comparison of a bio-coagulant (*Opuntia ficus mucilage*) and conventional coagulants using multi-criteria decision analysis. *Heliyon*, 7(7), e07510. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07510>
- Martínez-Cruz, A., y Rojas-Valencia, M. N. (2023). Evaluation of the Different Fractions of Organic Matter in an Electrochemical Treatment System Applied to Stabilized Leachates from the Bordo Poniente Landfill in Mexico City. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/app13095605>
- Martínez-Cruz, A., y Rojas-Valencia, M. N. (2023). Assessment of Phytotoxicity in Untreated and Electrochemically Treated Leachates through the Analysis of Early Seed Growth and Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy Characterization. *Horticulurae* 10 (1) 67. <https://doi.org/10.3390/horticulurae10010067>