



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE VERACRUZ

**“ANÁLISIS DE ELECTRO-COAGULACIÓN
AVANZADA PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES CONTAMINADAS CON
NÍQUEL”**

PRESENTA

CORRO MARTINEZ CRUZ LUDMILLA
CARBALLO ROMERO MAURICIO

EMPRESA

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE VERACRUZ

INGENIERÍA
QUÍMICA

ASESOR INTERNO

DRA. CASTELLANOS ONORIO OLAYA

ASESOR EXTERNO

DR. MARIO DÍAZ GONZÁLEZ

Veracruz, Ver. Marzo 2022



AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría agradecer especialmente a la Dr. Olaya Pirene Castellanos Onorio por la oportunidad de ser sus residentes y aprender. Sin ella y sus virtudes, su paciencia y constancia por el apoyo en este trabajo. Usted formó parte importante de esta historia con sus aportes profesionales que la caracterizan. Muchas gracias por sus palabras de aliento, cuando más las necesitamos, por estar allí cuando nuestras horas de trabajo se hacían confusas. Gracias por sus orientaciones.

Agradecemos al Instituto Tecnológico Nacional de México /Campus Veracruz, por tan maravillosa oportunidad de hacer uso del Laboratorio de Química Analítica para la realización de este proyecto.

Y, por supuesto, el agradecimiento más importante, a nuestros padres, que han sido el motor que impulsa nuestros sueños y esperanzas, quienes estuvieron siempre a nuestro lado en los días y noches más difíciles durante las horas de estudio. Siempre han sido la mejor guía de vida.

ÍNDICE

1. AGRADECIMIENTOS	2
2. RESUMEN.....	5
3. INTRODUCCIÓN.....	6
4. DESCRIPCIÓN DE LA EMPRESA.....	7
4.1 UBICACIÓN	7
4.2 RUBRO DE LA EMPRESA	7
4.3 MISIÓN, VISIÓN Y VALORES.....	8
4.4 PUESTO O AREA DONDE SE ENCUENTRA EL RESIDENTE	9
5. PROBLEMAS A RESOLVER	10
6. OBJETIVOS (GENERAL Y ESPECÍFICOS.....	10
6.1 OBJETIVO GENERAL.....	10
6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
7. JUSTIFICACIÓN.....	11
8. MARCO TEÓRICO.....	12
8.1 AGUA.....	12
8.1.1 AGUAS RESIDUALES.....	12
8.1.2 AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES.....	12
8.1.3 AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.....	15
8.2 METALES PESADOS.....	15
8.2.1 NÍQUEL.....	17
8.3 METODOS DE REMEDIACIÓN.....	19
8.3.1 OXIDACIÓN AVANZADA.....	19
8.3.1.1 FUNCIÓN DE LOS POA.....	19
8.3.2 QUÍMICA.....	20
8.3.3 TÉRMICA.....	21
8.3.4 BIOLÓGICA.....	25
8.3.5 MEZCLA (TRENES DE TRATAMIENTO).....	28

8.4 TRATAMIENTOS.....	30
8.4.1 TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES.....	30
8.4.2 TRATAMIENTOS CONVENCIONALES.....	30
8.5 REACTIVO FENTON.....	37
8.5.1 FOTO-FENTON.....	39
8.5.2 ELECTRO-FENTON.....	40
8.5.3 DARK-FENTON.....	40
8.5.4 CELDAS ELECTROQUÍMICAS.....	40
8.6 ECUACIÓN DEL SISTEMA.....	42
8.7 ECUACIÓN DE LA RECTA.....	42
8.7.1 ECUACIÓN DE LA RECTA CONOCIENDO UN PUNTO Y PENDIENTE.....	42
8.8 ECUACIÓN NERNST.....	44
8.8.1 EJEMPLO DEL USO DE LA ECUACIÓN DE NERNST.....	45
8.8.2 REGLAS PARA EL USO DE LAS TABLAS DE POTENCIAL DE REDUCCIÓN.....	45
9. METODOLOGÍA.....	47
9.1 MATERIALES.....	42
9.1.1 REACTIVOS ANALÍTICOS.....	42
9.1.2 MATERIALES.....	42
9.1.3 EQUIPOS.....	42
9.2 PROCEDIMIENTO.....	43
9.2.1 PROCEDIMIENTO GENERAL.....	43
9.2.2 PROCEDIMIENTO PARA LA OBTENCIÓN DEL PORCENTAJE DE REMOCIÓN.....	44
10. RESULTADOS.....	53
11. CONCLUSIONES.....	59
12. COMPETENCIAS DESARROLLADAS Y/O APLICADAS	60
13. REFERENCIAS	61
14. ANEXOS	69

2. RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales contaminadas metales pesados es un tema de suma importancia que con el paso de los años cobra mayor interés debido a crecimiento de la industria y la cantidad de agua contaminada.

Existen diversos procesos para la remoción de metales pesados, uno de estos es el proceso de oxidación utilizando el reactivo Fenton, se conoce por su alta efectividad en la descontaminación de aguas provenientes de las industrias petroquímicas, textil, farmacéutica, papelera, minera, etc. En este presente trabajo se llevó a cabo la experimentación a nivel laboratorio, donde al sistema propuesto se le agrego otro método de remoción, el de la electro-coagulación avanzada para el tratamiento de aguas residuales contaminadas, en este caso con Níquel, el reactivo fenton es funge como agente oxi-coagulante, donde a este sistema, se le evaluó la eficacia de los procesos foto-químicos y no foto-químicos.

Se evaluó la eficiencia en la remoción de Níquel, esta se evaluó a pH 8 y 10, durante 1 hora a 3 diferentes concentraciones del reactivo Fenton (300, 600 y 900 ppm). Se observó que a una concentración de 450 ppm del reactivo Fenton se alcanza una máxima remoción (93.57% a pH de 10). Y para el tratamiento Electro-fenton, el porcentaje de remoción máximo fue de 92.15% bajo las mismas condiciones de pH.

Se observó que hay factores de gran importancia en la variación de resultados; pero por otro lado habrá otros como la concentración, que a pesar de ser mayor no se mostrará una diferencia importante. Se demostró que tanto el tiempo del proceso Foto-fenton así como el pH son relevantes mostrando una gran diferencia. Por un lado, se muestra que a mayor pH se muestra más remoción, mostrando una remoción aproximadamente mayor de 2% en pH 10 con respecto a pH8. En el lado del tiempo, se muestra que la remoción a los 30min es menor a la de 60min.

3. INTRODUCCIÓN

Desde 1992, año en que se llevó a cabo la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Ambiente y el Desarrollo (UNCED), se ha aceptado el hecho de que el agua es un asunto de interés prioritario, tanto a escala local como global. Así lo corroboran las declaraciones respecto al agua acordadas en la Cumbre de las Américas o los principios de Dublín, tendientes a hacer un uso sustentable de este recurso, por citar algunos ejemplos. También es a principios de la década de los años noventa que el sector privado ha visto la oportunidad de incrementar su participación en el sector agua, aprovechando la coyuntura para un excelente negocio (Bakker, 2002) ya que sólo en el rubro de agua potable y saneamiento, de acuerdo con la meta de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, celebrada en 2002 en Johannesburgo, se espera reducir a la mitad la proporción de la población sin acceso al agua potable y servicios básicos de saneamiento antes del año 2015 (Peña-García, 2006), esto debido a que cada vez resulta más obvio la creciente escasez de agua en diversas regiones del planeta, el recrudecimiento de las sequías a raíz del calentamiento global y el crecimiento de la demanda a causa de la expansión continua de las actividades agrícolas e industriales, son en la actualidad (y posiblemente a futuro) fuentes de conflicto entre muchos países e incluso dentro del mismo país ya que, el agua dulce constituye apenas el 2.5% de la totalidad de los recursos hídricos de la Tierra, además que solo el 4.0% de esta fracción se encuentra ubicada en aguas superficiales y en la atmósfera (Fernández-Colón, 2009).

Es por ello que la conservación de la calidad ambiental de los ecosistemas y de los respectivos recursos naturales reviste hoy en día gran importancia; todos estos movimientos sociales, académicos, culturales, entre otros, generan cambio de comportamiento entre los individuos y colectivos (Arroyave-Rojas, Builes-Jaramillo, & Rodríguez-Gaviria, 2012).

La calidad del agua es una preocupación creciente en todas partes del mundo sobre todo en los países en vía de desarrollo. Las fuentes de agua potable están bajo la amenaza creciente de la contaminación, con consecuencias de gran alcance para la salud de niños y para el desarrollo económico y social de comunidades y naciones (UNICEF, 2014).

Los recursos hídricos del planeta están sometidos a contaminación física, química y/o biológica además del avance de la actividad humana (industria, agricultura, ganadería, entre otras), el crecimiento demográfico, el desarrollo de las ciudades y la falta de medidas y programas para dar respuesta a dichos cambios, genera un ambiente que favorece al avance de la contaminación. Debido a esto las medidas que se deben tomar para descontaminar los efluentes debe ser cada vez más urgente, siendo necesario la búsqueda de nuevas alternativas basadas en investigaciones sobre diferentes sistemas de tratamiento de aguas que faciliten una mejor calidad y una protección adecuada de los recursos hídricos (Sánchez, Beltran, Carmona, & Gibello, 2011). Como se puede observar en la tabla 1 se muestran los contaminantes típicos en las aguas residuales.

4. DESCRIPCIÓN DE LA EMPRESA

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO / INSTITUTO TECNOLÓGICO DE VERACRUZ



4.1 UBICACIÓN

El Tecnológico Nacional de México Campus Veracruz este situado en la Calz.Miguel Angel de Quevedo 2779, Col. Formando Hogar, Veracruz, Ver. MEXICO CP91897.

Los medios proporcionados para contactar son su número telefónico: (229) 934 1500 y también mediante su correo electrónico: Web_veracruz@tecnm.mx

4.2 RUBRO DE LA EMPRESA

La institución cuenta con página web para poder localizarlos e informar de los servicios que ofrece, en este caso el de la educación en grado Universitario, contando con las siguientes carreras.

- Licenciatura en Administración
- Ingeniería Bioquímica
- Ingeniería Electrónica
- Ingeniería Industrial
- Ingeniería Mecatrónica
- Ingeniería Mecánica
- Ingeniería en Sistemas Computacionales
- Ingeniería Química
- Ingeniería en Energías Renovables
- Ingeniería en Gestión Empresarial

También cuenta con Posgrados para las diferentes carreras que ofrecen.

- Unidad de Investigación y Desarrollo de Alimentos (UNIDA)
- M.C. en Ingeniería Bioquímica
- M. en Eficiencia Energética Energías Renovables
- Maestría en Administración
- D.en ciencias en Alimentos
- Doctorado en Ciencias Ambientales

4.3 MISIÓN, VISIÓN Y VALORES.

- **MISIÓN:** "Formar profesionales en tecnologías, capaces de dominar, generar y divulgar el conocimiento científico y tecnológico de vanguardia, desde una perspectiva humanista, con compromiso de trabajo, respeto por el medio ambiente, capaces de responder de manera eficaz, a las necesidades y retos nacionales con calidad, productividad y una visión global".
- **VISIÓN:** El Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica, estableció su visión de "Ser uno de los pilares fundamentales del desarrollo sostenido, sustentable y equitativo de la nación", en concordancia con esta visión, el Instituto Tecnológico de Veracruz ha definido su visión hacia el año 2030 en los términos siguientes:

"Ser una institución líder y de experiencia en educación superior tecnológica del país, competitiva de clase mundial, reconocida por la calidad y espíritu de trabajo de su personal, alumnos y egresados y por su compromiso hacia el desarrollo tecnológico, científico y socialmente responsable e innovadora de nuestro país".

- **VALORES:** A fin de guiar y orientar las acciones en los procesos enseñanza-aprendizaje, generación del conocimiento e innovación tecnológica, el personal académico y administrativo adopta los siguientes valores que permiten el cumplimiento de la Misión y Visión del Instituto Tecnológico de Veracruz
 - La calidad, como un medio para su la cultura que motiva a mejorar la forma de ser y hacer, fundamentada en las convicciones del ser humano.
 - El ser humano, como el factor fundamental del quehacer institucional, constituyéndose en el valor central, para incidir en su calidad de vida.
 - El espíritu de servicio, como la actitud proactiva que distingue a la persona por su profesionalismo en su desempeño, proporcionando lo mejor de sí mismo.
 - Respeto a la Diversidad, aceptando y reconociendo que las diferencias entre razas, géneros, edades, condiciones sociales, culturales y lingüísticas son la base de la riqueza humana
 - Seguridad, como la responsabilidad de escoger estilos de vida y de trabajo saludables, de percibirse como un ser valioso en su condición de ser humano y estar en capacidad de construir su propio proyecto de vida. Pensar tanto en su ambiente laboral, personal y familiar, en soluciones que lo benefician tanto a él o ella como a sus compañeros

- Respeto por el Medio Ambiente, a través de la ampliación de la conciencia de que el medio ambiente es importante, respetar el medio ambiente corresponde a un acto de madurez, al no contaminar, ahorrar energía, sembrar un árbol, respetar el medio ambiente es respetarnos a nosotros mismos.
- Lealtad, como el deber cumplir lo prometido y mantener las “reglas de juego” que libremente ha querido asumir. Lealtad es fidelidad al compromiso de defender lo que creemos y en quienes creemos, en los buenos y en los malos momentos.
- Honestidad, como una cualidad humana consistente en comportarse y expresarse con coherencia y sinceridad, y de acuerdo con los valores de verdad y justicia
- Responsabilidad, tratar de que todos nuestros actos sean realizados de acuerdo con una noción de justicia y de cumplimiento del deber en todos los sentidos
- Compromiso, poniendo al máximo nuestras capacidades para sacar adelante todo aquello que se nos ha confiado. El compromiso que se hace de corazón va más allá de la firma de un documento, o un contrato. Cuando nos comprometemos es porque conocemos las condiciones que estamos aceptando y las obligaciones que éstas conllevan.

4.4 PUESTO O AREA DONDE SE ENCUENTRA EL RESIDENTE

El área donde se desempeña la experimentación es el Laboratorio de Química Analítica, este laboratorio desempeña papeles académicos muy importantes donde se verifican, en forma experimental, los principios básicos del estudio de la composición química de un material o muestra, mediante métodos de laboratorio.

El laboratorio está bajo el cargo del Departamento de Ingeniería Química-Bioquímica, encargada por la Jefa del departamento, que corresponde al nombre de Araceli Rodríguez Andrade.

El Laboratorio de Química Analítica está bajo el cargo de la Maestra Haydee Muñoz Martínez como la Jefa encargada del laboratorio, quien desempeña la labor de supervisar, orientar a los jóvenes alumnos en sus prácticas y experimentaciones.

El puesto a desempeñar es el de residentes cumpliendo con los objetivos propuestos, para la obtención de datos.

5. PROBLEMATICAS A RESOLVER

La calidad del agua es una preocupación creciente en todas partes del mundo sobre todo en los países en vía de desarrollo. Las fuentes de agua potable están bajo la amenaza creciente de la contaminación, con consecuencias de gran alcance para la salud de niños y para el desarrollo económico y social de comunidades y naciones (UNICEF, 2014).

Los recursos hídricos del planeta están sometidos a contaminación física, química y/o biológica además del avance de la actividad humana (industria, agricultura, ganadería, entre otras), el crecimiento demográfico, el desarrollo de las ciudades y la falta de medidas y programas para dar respuesta a dichos cambios, genera un ambiente que favorece al avance de la contaminación. Debido a esto las medidas que se deben tomar para descontaminar los efluentes debe ser cada vez más urgente, siendo necesario la búsqueda de nuevas alternativas basadas en investigaciones sobre diferentes sistemas de tratamiento de aguas que faciliten una mejor calidad y una protección adecuada de los recursos hídricos (Sánchez, Beltran, Carmona, & Gibello, 2011).

6. OBJETIVOS

6.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar las condiciones óptimas de la electro-coagulación avanzada para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con Níquel, utilizando el reactivo Fentón como agente oxo-coagulante.

6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1.- Evaluar las condiciones de pH óptimas efectiva de reacción del reactivo Fenton como para metro de respuesta de remoción de Níquel.
- 2.- Evaluar la concentración-dosis efectiva como parámetro de respuesta de remoción de Níquel.
- 3.- Evaluar la efectividad de reacción del reactivo fenton como agente de reducción y coagulación a un voltaje en distintos tiempos
- 4.- Evaluar los métodos complementarios para la reducción de niquel, métodos de: precipitación química, Dark-fenton y electro fenton, como parámetros de respuesta a la remoción.

7. JUSTIFICACIÓN

Las principales ventajas de intercambio iónico son la recuperación del valor del metal, la selectividad, menos volumen de lodos producidos y la reunión de las especificaciones de descarga estrictas (Zewail y Yousef, 2015) accesible a diferentes reactivos (Karnib, et al, 2014). Escudero, R. (2010) en su trabajo se disolvieron nitrato de plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$), sulfato de cobre (CuSO_4) y sulfato de níquel hexahidratado ($\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) en agua destilada y se calcularon los valores de fuerza iónica, coeficiente de actividad, actividad y potencial electroquímico en un rango de pH de 3 hasta 13. Obteniendo los siguientes resultados de pH del medio menor a 4 precipitará solamente el plomo y permanecerán en solución tanto el cobre como el níquel. Al fijar el pH del efluente en 7 cristalizará el cobre en forma de hidroxisulfato y finalmente al establecer el pH de la solución en valores mayores a 10 precipitará el níquel en forma de hidróxido.

Una técnica de descontaminación que combina las membranas y el campo eléctrico es la Electrodialisis la cual consiste en remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante (Guastalli et al., 2004). Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta $0.0001 \mu\text{m}$, mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua (Taylor y Wiesner, 2002)

Por otro lado, la electrocoagulación es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos encargados de aportar los iones desestabilizadores de partículas coloidales que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional, induciendo la corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas (Morante, 2002; Caviedes-Rubio, 2015).

8. MARCO TEÓRICO

8.1 AGUAS

El agua abarca el 71% de la superficie terrestre. Aproximadamente el 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos y el 3% restante se halla en los continentes en forma de agua dulce (ríos, lagos, embalses o acuíferos subterráneos). Debido a su composición y estructura química, el agua presenta propiedades singulares y fundamentales para el desarrollo de la vida y de cualquier actividad humana. (Blanco Llorca,2012)

Contaminación de las aguas residuales en México.

8.1.1 AGUAS RESIDUALES

La generación de aguas residuales (AR) es inevitable, esto debido a las actividades antropogénicas, su tratamiento y disposición correcto de este tipo de aguas supone el conocimiento de sus características, biológicas, físicas y químicas, además de conocer su origen y sus efectos sobre la fuente receptora (reincorporación del suelo y/o aguas). Las AR son de composición variada proveniente de descargas que bien pueden ser de índole municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario, doméstico o de cualquier otro proceso por el cual se haya degradado su calidad (cambio de características biológicas, físicas y químicas).

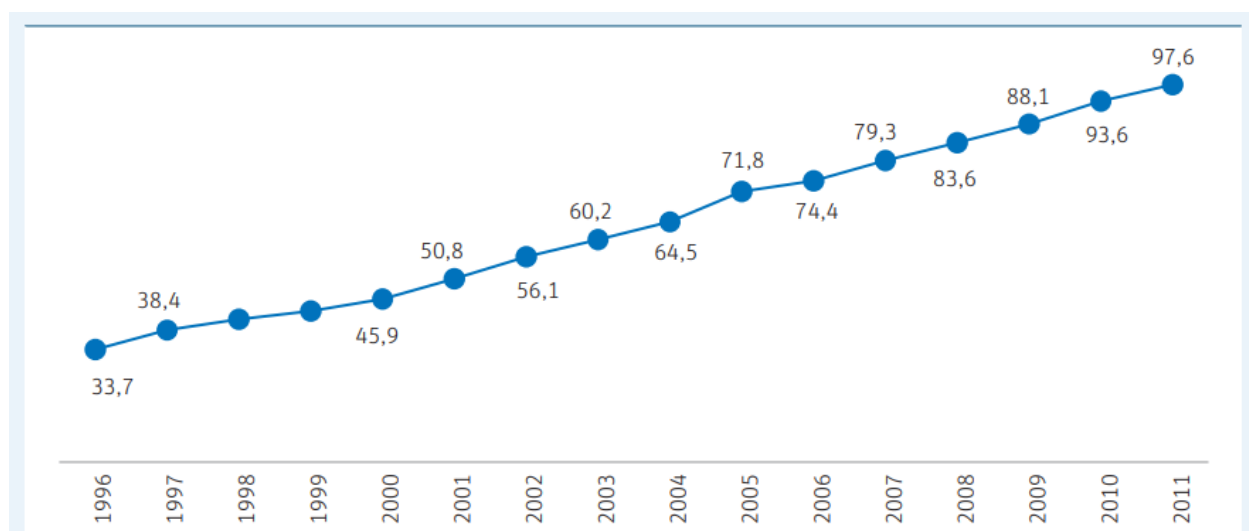
Es común clasificar a las aguas residuales en dos tipos: industriales y municipales. En muchos casos las aguas residuales industriales requieren tratamiento antes de ser descargadas en el sistema de alcantarillado municipal; como las características de estas aguas residuales cambian de una a otra industria, los procesos de tratamiento son también muy variables. (Cesar-Valdez & Vázquez-González, 2003).

8.1.2 AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Actualmente el porcentaje de aguas residuales municipales, que se trata en los países subdesarrollados apenas ronda 10% (Reynolds, 2002), mientras que en América Latina es ~14% (Silva, 2006) debido principalmente a los altos costos de las plantas de tratamiento (Kivaisi, 2001). En México, solamente se tratan 83.6 m³ s⁻¹ de los 235.8 m³ s⁻¹ que se generan; es decir, sólo 35.5% (CONAGUA, Estadísticas del agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010). México se sitúa entre los países latinoamericanos, que han extendido su cobertura de tratamiento de aguas residuales domésticas en los últimos años, al lado de Brasil, Chile, Colombia, Honduras, Nicaragua, Perú y Uruguay (ONU, 2005).

En México El tratamiento de aguas residuales se ha convertido en una prioridad dentro de las agendas políticas, a continuación, en la figura 1 se muestra La evolución del caudal tratado anualmente hasta el año 2012.

Figura 1. Caudal de aguas residuales municipales tratadas (m3 s-1)



Fuente: (CONAGUA, Agenda del Agua 2030, 2011)

De acuerdo con la información de los Organismos de Cuenca y las Direcciones Locales de la Conagua, a diciembre de 2012 existían en el país 2,342 plantas en operación formal, 53 más que en el ejercicio anterior, con una capacidad total instalada de 140.1m3 s-1. De las plantas en operación destacan 64 instalaciones nuevas, con una capacidad instalada de 4.5 m3 s-1y 2.7 m3 s-1 en operación, más 4 plantas de tratamiento rehabilitadas y ampliadas, que constituyen una capacidad de tratamiento adicional de 782 l s-1. Además, se ampliaron cinco plantas que adicionaron una capacidad instalada de 3,143 l s-1, aumentando con esto a 47.5% de agua tratadas en México (CONAGUA, 2012).

A nivel regional la situación varía ampliamente. Los estados del norte cuentan con los niveles más altos del país, donde Aguascalientes y Nuevo León presentan niveles de tratamiento del 100%, siguiendo Baja California con 93%, Nayarit con 90.7%, Tamaulipas con 85.6% y Chihuahua, Sinaloa y Guerrero con más de 75%. Por el contrario, las coberturas más bajas las presentan Yucatán y Campeche tratando sólo un 3% y 7% respectivamente, mientras que en el centro del país el Distrito Federal registra una cobertura de alrededor del 15%. En la tabla siguiente se detalla la situación de cada Estado:

Tabla 1. Caudal de aguas residuales municipales tratadas por Entidad Federativa, 2012

ENTIDAD	NO.DE PLANTAS EN OPERACIÓN	CAPACIDAD INSTALADA (m3 s-1)	CAUDAL TRATADO (m3 s-1 DE TRATAMIENTO %)	% TRATAMIENTO

Aguascalientes	132	4.8	3.4	100
Baja California	37	7.53	5.2	93
Baja Sur	25	1.67	1.17	70.8
Campeche	26	0.17	0.15	6.8
Chiapas	40	1.58	0.3	23.1
Chihuahua	162	9.38	6.55	78
Coahuila	20	4.96	3.9	48.2
Colima	56	1.87	1.36	53.3
Ciudad México	28	6.77	3.06	14
Durango	174	4.45	3.39	73.2
Guanajuato	64	6.29	4.63	54.7
Guerrero	57	3.89	3.14	75
Hidalgo	14	0.2	0.2	7.9
Jalisco	157	7.1	6.27	29.9
México	142	8.96	6.78	29.9
Michoacán	33	3.68	2.85	30.4
Morelos	53	2.86	1.83	27.5
Nayarit	66	2.72	1.81	90.7
Nuevo León	63	17.75	10.62	100
Oaxaca	69	1.5	0.99	39.8
Puebla	66	3.2	2.75	49
Querétaro	84	2.3	1.5	46.9
Quintana Roo	35	2.38	1.7	61.6
San Luis Potosí	38	2.5	2.1	60.5
Sinaloa	220	6.27	5.08	77.3
Sonora	83	5.1	3.23	39
Tabasco	78	2.1	1.65	21.3

Tamaulipas	45	7.78	5.78	85.6
Tlaxcala	66	1.23	0.86	51.3
Veracruz	108	7.4	5.6	41.3
Yucatán	28	0.49	0.09	2.7
Zacatecas	73	1.2	1.05	25.5

Fuente: (CONAGUA, 2012)

8.1.3 AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

Las aguas residuales industriales siguen siendo a nivel mundial un problema importante de contaminación ambiental, debido a su enorme cantidad y diversidad (Zodi et al., 2010) tan sólo en México el sector industrial generó en 2012 un caudal medio de 210 m³ s⁻¹. Existe un total de 2 569 plantas con capacidad instalada de 89 m³ s⁻¹, de las cuales operan 2 530 y tratan 60.5 m³ s⁻¹ de efluentes industriales y cuentan con una capacidad instalada de 74.9 m³ s⁻¹. Adicionalmente, se trataron 63 m³ s⁻¹ mediante humedales, por lo que el caudal total tratado es 60.5% (PNH, 2018) Por otro lado, se impulsarán acciones para incrementar y mejorar el tratamiento de las aguas industriales con las siguientes acciones:

1. Mejorar el funcionamiento de la infraestructura de tratamiento de aguas residuales.
2. Construir nueva infraestructura de tratamiento de aguas residuales
3. Impulsar el uso y manejo de fuentes de energía alternativas para el autoconsumo en procesos de tratamiento de aguas residuales.

Contaminación por Metales Pesados en México.

8.2 METALES PESADOS

Los metales pesados (M. P.) están presentes en la superficie o en el interior de nuestro planeta como trazas, adsorbidos en el suelo, sedimentos y en partículas en suspensión, o disueltos como sales en sistemas acuosos naturales (ríos, lagos, océanos y aguas subterráneas). Aparecen también en barros y efluentes de proceso de diversas industrias, como la hidrometalúrgica, y de operaciones de lavado, enjuague y tratamientos superficiales en el metalizado de superficies o la fotografía. Además de la gran preocupación ambiental, la acumulación de metales en efluentes representa pérdidas significativas en materias primas. A diferencia del caso de la destrucción de contaminantes orgánicos, la posibilidad de recuperación y reciclado de los metales ha sido un motor poderoso en el desarrollo de nuevas tecnologías.

El término de metal pesado se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad (mayor de 4 g cm⁻³) y sea tóxico o venenoso en concentraciones incluso muy bajas (ver tabla 3). Los ejemplos de M. P. o algunos metaloides, incluyen el níquel (Ni), mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb), entre otros (Lucho et al., 2005)

Tabla 2. Efectos de los contaminantes procedentes de la industria galvanotecnia sobre la salud humana.

PARAMETRO	EFFECTO DE SU INHALACION	EFFECTO DE SU INGESTION
Cadmio	Perturbación aguda y crónica en el sistema respiratorio. Disfunción renal.	Tumores testiculares Disfunción renal Hipertensión Arterioesclerosis Inhibición del crecimiento Cáncer.
Cromo	Cáncer pulmonar Cáncer gastrointestinal Enfermedades de la piel	Cáncer pulmonar Úlceras Perforaciones en tabique nasal Complicaciones respiratorias
Plomo	Interferencia en el proceso de formación de elementos sanguíneos Daños al hígado y riñón Efectos neurológicos	Afecciones a la piel Anemia Disfunción neurológica Daños al riñón
Níquel	Enfermedad respiratoria Defectos y malformaciones en el nacimiento Cáncer pulmonar Cáncer nasal	
Cianuro	Daños sistema respiratorio Letal	Daños sistema respiratorio Letal

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente y FUNDES Colombia, 2001)

Estos metales no pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Abollino et al., 2002) y son peligrosos porque tienden a bioacumularse; la bioacumulación significa un aumento en la concentración de un producto químico en un organismo vivo en un cierto plazo de tiempo, comparada a la concentración de dicho producto químico en el ambiente (Angelova et al., 2004)

Como elementos traza, algunos metales pesados, por ejemplo, cobre (Cu), selenio (Se), zinc (Zn) son esenciales para mantener un correcto metabolismo en los seres vivos y en particular en el cuerpo humano. Sin embargo, en concentraciones más altas pueden conducir al envenenamiento (Kabata-Pendias, 2000).

Estos metales pueden incorporarse a un sistema de abastecimiento de agua por medio de residuos industriales que son vertidos sin previos tratamientos, los que posteriormente se depositan en lagos, ríos y distintos sistemas acuíferos (García & Dorronsoro, 2005).

Rittmann y McCarty (2001), nos indican que el impacto negativo generado debido a la toxicidad de estos elementos, en las fuentes de agua receptoras es muy alto, ya que la mayoría de éstos tienden a permanecer indefinidamente en el medio ambiente.

Este problema ambiental se agrava, ya que la materia orgánica presente en el río, natural y antropogénica (agregada por el hombre mediante la disposición inadecuada de sus aguas residuales domésticas, industriales y residuos sólidos urbanos), es la mejor forma de transportar los metales pesados aguas abajo, degradando los ecosistemas por donde circulan (Glynn, H. y Gary, H., 1999)

Además, de acuerdo a las investigaciones de Ittekkot, Laane (1999) y Dekov (1998), la materia en suspensión está constituida en su mayor parte por materia orgánica, convirtiéndose en una trampa de alta capacidad de retención de los metales traza en solución. De hecho, los autores Bubb y Lester (1994) y Fuchs (1997) dan a conocer, mediante sus estudios, que ciertos metales pesados como el plomo, cromo, zinc y níquel tienen una mayor afinidad por asociarse a la materia orgánica y a las partículas finas.

De acuerdo Escobar, Soto-Salazar, y Toral en el año 2006 a firmaron que la contaminación de los recursos hídricos ha motivado el desarrollo de soluciones innovadoras para tratarlas.

8.2.1 NÍQUEL

El níquel puro es un metal duro, blanco-plateado, que tiene propiedades que lo hacen muy deseable para combinarse con otros metales y formar mezclas llamadas aleaciones. Algunos de los metales con los cuales se combina el níquel son el hierro, cobre, cromo y cinc. Estas aleaciones se usan para fabricar monedas y joyas y en la industria para fabricar artículos tales como válvulas e intercambiadores de calor. La mayor parte del níquel se usa para fabricar acero inoxidable. El níquel también se combina con muchos otros elementos tales como el cloro, azufre y oxígeno para formar compuestos de níquel. Muchos de los compuestos de níquel son solubles en agua (se disuelven fácilmente en agua) y tienen un color verde característico. El níquel y sus compuestos no tienen ni olor ni sabor característico. Los compuestos de níquel se usan para niquelado, colorear cerámicas, fabricar baterías, y como sustancias conocidas como catalizadores, que aceleran la velocidad de reacciones químicas.

El níquel ocurre en forma natural en la corteza terrestre combinado con otros elementos. Se encuentra en todos los suelos y es liberado por volcanes. El níquel ocupa el lugar número 24 en la lista de elementos más abundantes. En el ambiente se encuentra principalmente combinado con oxígeno o azufre en forma de óxidos o sulfuros. El níquel también se encuentra en meteoritos y en el fondo del océano formando masas de minerales llamadas nódulos del fondo del mar. El centro de la tierra está compuesto de 6% de níquel. El níquel es liberado a la atmósfera cuando se mina y por industrias que fabrican o usan níquel, aleaciones de níquel o compuestos de níquel. Estas industrias también pueden desechos níquel en aguas residuales. El níquel también es liberado a la atmósfera por plantas de energía que queman petróleo o carbón y por incineradores de basura. (Resúmenes de salud pública - Níquel, 2016)

El níquel se usa como un revestimiento decorativo y protector para metales, particularmente hierro, aluminio y acero, que son susceptibles a la corrosión. La lámina de níquel es depositada por electrólisis en una solución de níquel.

Se usa en la fabricación de pilas de Ni-Cd y en multitud de componentes electrónicos.

El níquel se usa principalmente en forma de aleaciones que tienen infinidad de aplicaciones cuando interesa controlar la dilatación, conferir propiedades mecánicas especiales, aumentar la resistencia a la corrosión, disponer de cualidades magnéticas específicas o disminuir la conductividad eléctrica.

Estas aleaciones se emplean para la fabricación de partes del automóvil como ejes, frenos, engranajes, válvulas y rodamientos, resistencias eléctricas, transformadores, telas metálicas, chasis de instrumentos de precisión, aparatos para criogenia, etc.

Las aleaciones de cuproníquel usadas para las monedas tienen un 25% de níquel y un 75% de cobre.

El níquel finamente dividido absorbe 17 veces su volumen de hidrógeno y se usa como catalizador en muchos procesos, incluyendo los de hidrogenación de petróleos.

Algunos de los campos de aplicaciones del alambre de acero inoxidable y aleaciones de níquel se encuentran en: la industria alimenticia, la industria automotriz, el sector de construcciones, aplicaciones arquitectónicas, utensilios de cocina, la industria química, la industria petroquímica, aplicaciones marinas. [Principales aplicaciones del alambre de acero inoxidable y aleaciones de níquel, 2011]

El níquel es liberado al aire por las plantas de energía y las incineradoras de basuras. Este se deposita en el suelo o caerá después de reaccionar con las gotas de lluvia. Usualmente lleva un largo periodo de tiempo para que el níquel sea eliminado del aire. El níquel puede también terminar en la superficie del agua cuando es parte de las aguas residuales. La mayor parte de todos los compuestos del níquel que son liberados al ambiente se absorberán por los sedimentos o partículas del suelo y llegará a inmovilizarse. En suelos ácidos, el níquel se une para llegar a ser más móvil y a menudo alcanza el agua subterránea.

No hay mucha más información disponible sobre los efectos del níquel sobre los organismos y los humanos. Sabemos que altas concentraciones de níquel en suelos arenosos puede claramente dañar a las plantas y altas concentraciones de níquel en aguas superficiales puede disminuir el rango de crecimiento de las algas. Microorganismos pueden también sufrir una disminución del crecimiento debido a la presencia de níquel, pero ellos usualmente desarrollan resistencia al níquel. Para los animales el níquel, es un elemento esencial en pequeñas cantidades. Pero el níquel no es sólo favorable como elemento esencial; puede ser también peligroso cuando se excede la máxima cantidad tolerable. Esto puede causar varios tipos de cánceres en diferentes lugares de los cuerpos de los animales, mayormente en aquellos que viven cerca de refinerías. No es conocido que el níquel se acumule en plantas o animales. Como resultado el níquel no se biomagnifica en la cadena alimentaria. [Reyes, 2010]

8.3 METODOS DE REMEDIACIÓN

(Para aguas residuales)

El objetivo final de la gestión de sitios contaminados es remediar aquellos sitios que presenten un riesgo significativo a la salud de las personas o el bien que se desea proteger. Las medidas de remediación y las tecnologías de tratamiento a aplicar dependerán de los riesgos para la salud y el medio ambiente detectados, así como de los usos futuros que se asignen a las áreas que se espera recuperar.

Es importante tener en cuenta que el término “tecnología de tratamiento” implica cualquier operación unitaria o serie de operaciones unitarias que altera la composición de una sustancia peligrosa o contaminante, a través de acciones químicas, físicas o biológicas, de manera que reduzca la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (EPA, 2001).

8.3.1 OXIDACIÓN AVANZADA

Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) suele estar formada por las siguientes etapas: pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario. Debido a la situación hídrica de nuestro país, en muchas ocasiones las EDAR necesitan implantar tratamientos terciarios en sus instalaciones con el objetivo de poder regenerar y reutilizar las aguas depuradas.

Los POA encuentran su aplicación principal en el tratamiento terciario, siendo el objetivo de estos procesos eliminar compuestos difícilmente biodegradables e incluso disminuir la contaminación microbiológica.

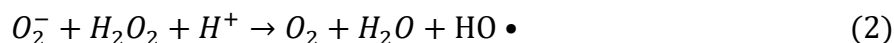
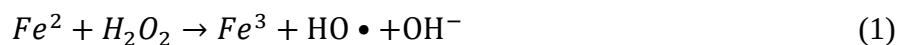
Las tecnologías de POA tienen la capacidad de oxidar una gran variedad de contaminantes, pudiendo llegar a la mineralización si el proceso se prolonga lo suficiente o quedándose en estados de oxidación intermedios que permitan un acoplamiento con otros métodos de depuración como pueden ser los procesos biológicos. Sra. Sarai et al.(2018)

8.3.1.1 FUNCIÓN DE LOS POA

Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, que involucran la generación y uso de especies poderosas transitorias, principalmente el radical hidroxilo ($\text{OH}\cdot$).

Además, la generación de radicales se realiza a partir de oxígeno, agua oxigenada y catalizadores soportados, por lo que los subproductos de reacción son únicamente agua y dióxido de carbono.

A continuación, se muestran las Ecuaciones 1 y 2 de generación del radical hidroxilo ($\text{OH}\cdot$).



Este radical posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica en condiciones suaves de presión y temperatura, hasta la mineralización completa de estos contaminantes. Debido a la altísima reactividad de estas especies es posible eliminar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos logrando así una reducción de DQO, COT y toxicidad en las aguas residuales tratadas.

Así, la generación de radicales hidroxilos se puede acelerar por la combinación de algunos agentes oxidantes como ozono, peróxido de hidrogeno, radiación UV, sales de hierro [Fe (II) y Fe (III)] y catalizadores como dióxido de titanio.

Los POA se pueden clasificar de diversas formas, entre ellas como procesos no fotoquímicos y procesos fotoquímicos en función de la participación de la luz en el proceso.

8.3.2 QUÍMICA

El agua es un bien preciado. Para proteger nuestras fuentes de agua naturales y respaldar la producción de agua potable, primero se eliminan los contenidos y contaminantes de todas las aguas residuales antes de devolverlas a su ciclo natural. Para tratar el agua y lograr la mejor calidad natural posible se utilizan diferentes procesos. Donde entran los procesos químicos tales como la neutralización, la desinfección, la floculación y la precipitación.

El tratamiento químico en plantas de tratamiento de aguas residuales incluye la neutralización, la desinfección, la precipitación de fosfatos, la eliminación de nitrógeno, el des escarchado y la desmanganización.

La neutralización se usa para producir el valor de ph estipulado y este se logra agregando un ácido, por ejemplo, HCL o bien una base, por ejemplo, lechada de cal.

Durante la desinfección se eliminan los patógenos agregando cloro o dióxido de cloro. La irradiación de luz ultravioleta en las aguas residuales es una buena alternativa a la incorporación de productos químicos, pero se usa con menos frecuencia. Eliminación de fosfatos: Nuestras aguas residuales suelen estar contaminadas con fosfatos de detergentes, fertilizantes, aditivos alimentarios y heces. Si estos permanecen en las aguas residuales, producen la superfertilización de las masas de agua y el enriquecimiento con nutrientes, lo cual puede causar un crecimiento inútil de las plantas (eutrofización) perjudicial para el ecosistema.

Los fosfatos se eliminan mediante un proceso químico de precipitación o floculación. El la precipitación de fosfatos se activa en parte al agregar sales de aluminio o hierro en el recolector de arena o en el tanque secundario de tratamiento de las aguas residuales. Los flóculos de metal-

fosfato que se forman durante esta depuración secundaria se extraen del agua residual junto con los fangos activos. En función del modo de operación, el fosfato también se puede «pescar» con la ayuda de los microorganismos de las aguas residuales. En este caso hablamos de una eliminación biológica de fósforo que, sin embargo, todavía se usa en contadas ocasiones.

La depuración química del agua también incluye la eliminación de nitrógeno: esta se usa para eliminar de las aguas residuales los compuestos de nitrógeno perjudiciales para el agua, como, por ejemplo, el amoníaco y el amonio. Los compuestos de nitrógeno eliminan el oxígeno necesario para el agua y también pueden matar a los peces cuando se vierten a las masas de agua. El nitrógeno se elimina por nitrificación y desnitrificación: Durante la nitrificación, el amonio se convierte en un nitrito cuando se agregan bacterias anaerobias y oxígeno, y a continuación en un nitrato en una segunda fase. La posterior desnitrificación también se produce agregando microorganismos anaerobios. Estos descomponen el nitrato en gas nitrógeno a través de actividades enzimáticas y, a continuación, se devuelve a la atmósfera.(AERZEN MÉXICO S.A. DE C.V.-EXPECT PERFORMANCE.[AERZEN],2022)

Desferrización: Para reducir el contenido de hierro de las aguas residuales al valor estipulado, los cationes hierro (II) se oxidan agregando oxígeno. Para iniciar el proceso de oxidación también se debe añadir sosa cáustica a las aguas residuales.

Desmanganización: El manganeso suele estar presente en las aguas residuales en forma de hidrogeno carbonatado de manganeso. Al añadir oxígeno se forman compuestos de manganeso IV poco solubles que se pueden eliminar del agua con facilidad.

8.3.3 TERMICA

Al igual que las tecnologías físico-químicas y a diferencia de las biológicas, los tratamientos térmicos incluyen la destrucción, separación y/o inmovilización de los contaminantes presentes en el medio. Las tecnologías térmicas de separación producen vapores que requieren de tratamiento las destructivas producen residuos sólidos y, en ocasiones, residuos líquidos, que requieren de tratamiento o disposición final. Los procesos térmicos ofrecen tiempos rápidos de limpieza, pero son generalmente de alto costo debido a los costos propios en demanda de energía y equipos específicos, además de ser intensivos en mano de obra. La mayoría de las tecnologías térmicas pueden aplicarse In Situ y Ex Situ.

La Tabla 3 presenta una síntesis de las principales tecnologías térmicas utilizadas en la remediación de suelos y aguas subterráneas.

Tabla 3. Principales tecnologías térmicas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN TÉRMICA				
Tecnología – Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
Calentamiento por Conducción Térmica/Desorción Térmica <i>In Situ</i> Evaporación y/o destrucción de contaminantes presentes en el suelo mediante la aplicación de calor utilizando pozos de acero o mantas que cubren la superficie del suelo. Las mantas son utilizadas para contaminación poco profunda.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA
Calentamiento por Radio Frecuencia Evaporación de contaminantes usando energía electromagnética para calentar el suelo y favorecer la extracción de vapores. Esta técnica aplica a un volumen de suelo limitado usando filas de electrodos verticales enterrados en el suelo, pudiendo elevar la temperatura hasta 300 °C.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA

Tecnología – Descripción	Objetivo de Remedación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
Calentamiento por Resistencia Eléctrica Volatilización y movilización de contaminantes mediante arreglos de electrodos instalados en torno a un electrodo neutro central, creando un flujo de corriente hacia este punto. La resistencia eléctrica fluye a través del suelo generando temperaturas por sobre los 100 °C. Los contaminantes movilizados deben ser recuperados y tratados en la superficie.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo Aguas subterráneas	Principalmente COV's y SCOV's. Adicionalmente BPC, HAP, dioxinas, pesticidas, herbicidas, combustibles, solventes clorados, lubricantes y aceites. Asimismo son útiles para tratar LFNA
Desorción Térmica (DT) Volatilización de contaminantes en suelos extraídos desde su lugar de origen y tratados en equipos típicamente conocidos como desorbedores. Es un proceso de separación física no destructivo que requiere que los vapores generados reciban un tratamiento posterior. La Desorción Térmica puede implementarse por inyección a presión de aire caliente, inyección de vapor o por calentamiento del suelo por ondas de radio (radio frecuencia). Basado en la temperatura de operación del equipo, el proceso puede ser categorizado en DT de alta temperatura (de 320 a 560 °C) o DT de baja temperatura (de 90 a 320 °C). Durante la DT de baja temperatura, el suelo retiene sus propiedades físicas y sus componentes orgánicos, lo que hace posible que pueda conservar su capacidad para soportar futura actividad biológica.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Compuestos orgánicos volátiles no halogenados, combustibles, algunos compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, PCBs, pesticidas y metales volátiles

Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
Incineración Oxidación y volatilización de compuestos orgánicos contaminantes, mediante la exposición a altas temperaturas de operación, entre los 870 a los 1200 °C, en presencia de oxígeno. Este proceso genera gases y cenizas residuales, orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos y sulfurados, compuestos oxigenados, compuestos aromáticos nitrogenados, etc.) e inorgánicos (metales pesados volátiles, CO ₂ , NO _x , SO ₂) que deben ser depurados.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Explosivos, hidrocarburos clorados, PCBs y dioxinas
Inyección de Agua Caliente Movilización de contaminantes presentes en el suelo y aguas subterráneas mediante la inyección de agua caliente.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas Subterráneas	COV ⁺ s, SCOV ⁺ s, LFNA, pesticidas y combustibles, entre otros
Inyección de Aire Caliente Volatilización de contaminantes presentes en el suelo mediante la inyección de aire a alta temperatura. Los vapores generados son recuperados mediante pozos de recolección y tratados en la superficie.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Sedimentos	Orgánicos (fuel, hidrocarburos)
Inyección de vapor Movilización, evaporación y/o destrucción de contaminantes presentes en el suelo y aguas subterráneas mediante la inyección de vapor. Los vapores generados son recuperados mediante pozos de recolección y tratados en la superficie.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	COV ⁺ s, SCOV ⁺ s, LFNA, pesticidas y combustibles, entre otros

Tecnología – Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes tratados
Pirólisis Descomposición química de compuestos orgánicos inducida por calor en ausencia de oxígeno. El proceso normalmente se realiza a presión y a temperaturas de operación mayores a 430 °C. Los hornos y equipos utilizados para la pirólisis pueden ser físicamente similares a los utilizados para la incineración, pero se deben operar a temperatura menor en ausencia de aire.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelos	Compuestos orgánicos semi volátiles y pesticidas, PCBs, dioxinas, desechos de alquitrán y pinturas, suelos contaminados con creosota y con hidrocarburos
Vitrificación Calentamiento del suelo contaminado a alta temperatura (1600 a 2000 °C) para conseguir su fusión y transformación en un material vítreo estable, reduciendo así la movilidad de los contaminantes inorgánicos y la destrucción de los contaminantes orgánicos por reacciones de oxidación y/o pirolisis. La vitrificación da lugar a gases tóxicos que deben ser recogidos y tratados antes de ser emitidos a la atmósfera.	Confinamiento	<i>In Situ</i> <i>Ex Situ</i>	Suelos	Contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y algunos orgánicos

Fuente: (Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados, Juan Ramón Candia Gerente de Agua & Medio Ambiente Fundación Chile,2019)

8.3.4 BIOLOGICA

Los tratamientos biológicos o tecnologías de biorremediación utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, etc.) para la degradación, transformación o remoción de compuestos orgánicos tóxicos, dependiendo de las actividades catabólicas de los organismos y de su capacidad natural para utilizar los contaminantes como fuente de alimento y energía.

Las rutas de biodegradación de los contaminantes orgánicos varían en función de la estructura química del compuesto y de las especies microbianas degradadoras involucradas, pudiendo incluir reacciones de oxido-reducción, procesos de sorción e intercambio iónico e incluso reacciones de acomplejamiento y quelación que resultan en la inmovilización de metales. Las tecnologías de biorremediación pueden emplear organismos propios del sitio contaminado (nativos) o de otros

sitios (exógenos), pueden realizarse In Situ o Ex Situ, en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno) o anaerobias (sin oxígeno), entre otras condiciones características.

La Tabla 4 presenta un resumen de las principales tecnologías biológicas de remediación utilizadas en suelos y aguas subterráneas.

Tabla 4. Principales tecnologías biológicas de remediación de suelos y aguas subterráneas.

TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS				
Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
Bioaumentación Promoción de la biodegradación o biotransformación de contaminantes presentes en suelos y/o aguas subterráneas mediante la adición de microorganismos con capacidad de degradación de contaminantes orgánicos. Esta tecnología se utiliza cuando se requiere el tratamiento inmediato de un sitio contaminado o cuando la microflora nativa es insuficiente en número o capacidad degradadora.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelos Aguas subterráneas	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables
Biodegradación Asistida/ Bioestimulación Aceleración de las reacciones de biodegradación mediante la optimización de las condiciones medioambientales que favorecen el crecimiento de aquellos microorganismos que realicen la metabolización de contaminantes orgánicos presentes en suelos y/o agua subterránea.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo Aguas subterráneas	Amplio espectro de contaminantes orgánicos biodegradables

Tecnología – Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
Biotransformación de Metales Inmovilización y/o transformación microbiana de metales u otros compuestos inorgánicos presentes en suelos contaminados mediante mecanismos de oxidación, reducción, metilación, dimetilación, formación de complejos, biosorción y/o acumulación intracelular, entre otros.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo	Metales
Bioventing/Bioventilación/Biosparging Estimulación de la biodegradación natural de compuestos contaminantes en condiciones aeróbicas, mediante el suministro de aire (enriquecido en O ₂) a través de pozos de inyección, suministrando solamente el oxígeno necesario para sostener la actividad de los microorganismos degradadores.	Descontaminación	<i>In Situ</i>	Suelo	Hidrocarburos del petróleo de peso mediano, explosivos (DDT, DNT)
Compostaje Estimulación de la actividad biodegradadora, aerobia y anaerobia, de microorganismos nativos bajo condiciones termofílicas (54 a 65 °C), permitiendo transformar compuestos orgánicos tóxicos en sustancias inocuas. El material contaminado es mezclado con sustancias orgánicas sólidas biodegradables (agentes de volumen: paja, aserrín, estiércol, desechos agrícolas), mejorando el balance de nutrientes y asegurando una mejor aireación y generación del calor durante el proceso.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Explosivos (TNT, RDX, HMX), hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos del petróleo, clorofenoles y pesticidas
Fitorremediación/Fitorrecuperación Remoción, transferencia, estabilización, concentración y/o destrucción de contaminantes (orgánicos e inorgánicos) presentes en suelos, lodos y sedimentos, mediante la utilización de especies vegetales. Son mecanismos de fitorremediación la rizodegradación, la fitoextracción, la fitodegradación, la fitovolatilización y la fitoestabilización.	Descontaminación Contención	<i>In Situ</i> <i>Ex Situ</i>	Suelos Sedimentos	Metales, pesticidas, solventes, explosivos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, crudo

Tecnología - Descripción	Objetivo de Remediación	Aplicación	Matriz	Contaminantes Tratados
Landfarming/Biolabranza Variación del compostaje en la cual el suelo contaminado es mezclado con agentes de volumen y nutrientes, y es removido periódicamente mediante el arado, favoreciendo su aireación. Las condiciones del suelo (pH, temperatura, aireación) son controladas, optimizando la velocidad de degradación. Generalmente se incorporan cubiertas u otros métodos para el control de lixiviados.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Fundamentalmente hidrocarburos del petróleo de peso mediano
Lodos Biológicos/Biorreactores Degradación en fase acuosa llevada a cabo mediante microorganismos en suspensión o inmovilizados en fase sólida. El tratamiento puede realizarse en lagunas construidas para este fin o bien en reactores sofisticados con control automático de mezclado.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles no halogenados, explosivos, hidrocarburos del petróleo, petroquímicos, solventes y pesticidas
Pilas Biológicas Variación del compostaje en la cual, además de agentes de volumen, se adiciona agua y nutrientes. Las pilas de suelo generalmente se cubren con plástico para controlar los lixiviados, la evaporación y la volatilización de contaminantes, además de favorecer su calentamiento.	Descontaminación	<i>Ex Situ</i>	Suelo	Derivados del petróleo, compuestos orgánicos volátiles halogenados y no halogenados, compuestos orgánicos semivolátiles y pesticidas

Fuente: (Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados, Juan Ramón Candia Gerente de Agua & Medio Ambiente Fundación Chile,2019)

8.3.5 MEZCLA (TRENES DE TRATAMIENTO)

Se entiende como tren de tratamiento a la combinación particular de procesos unitarios o sistemas empleados para alcanzar un objetivo específico de tratamiento o al ordenamiento de los diferentes procesos unitarios que permitan obtener a partir de aguas residuales crudas la calidad de agua deseada para el fin al que se le destine.

En general, cuando se menciona que un agua residual está tratada hasta nivel secundario, terciario o avanzado, el tren de tratamiento más común es:

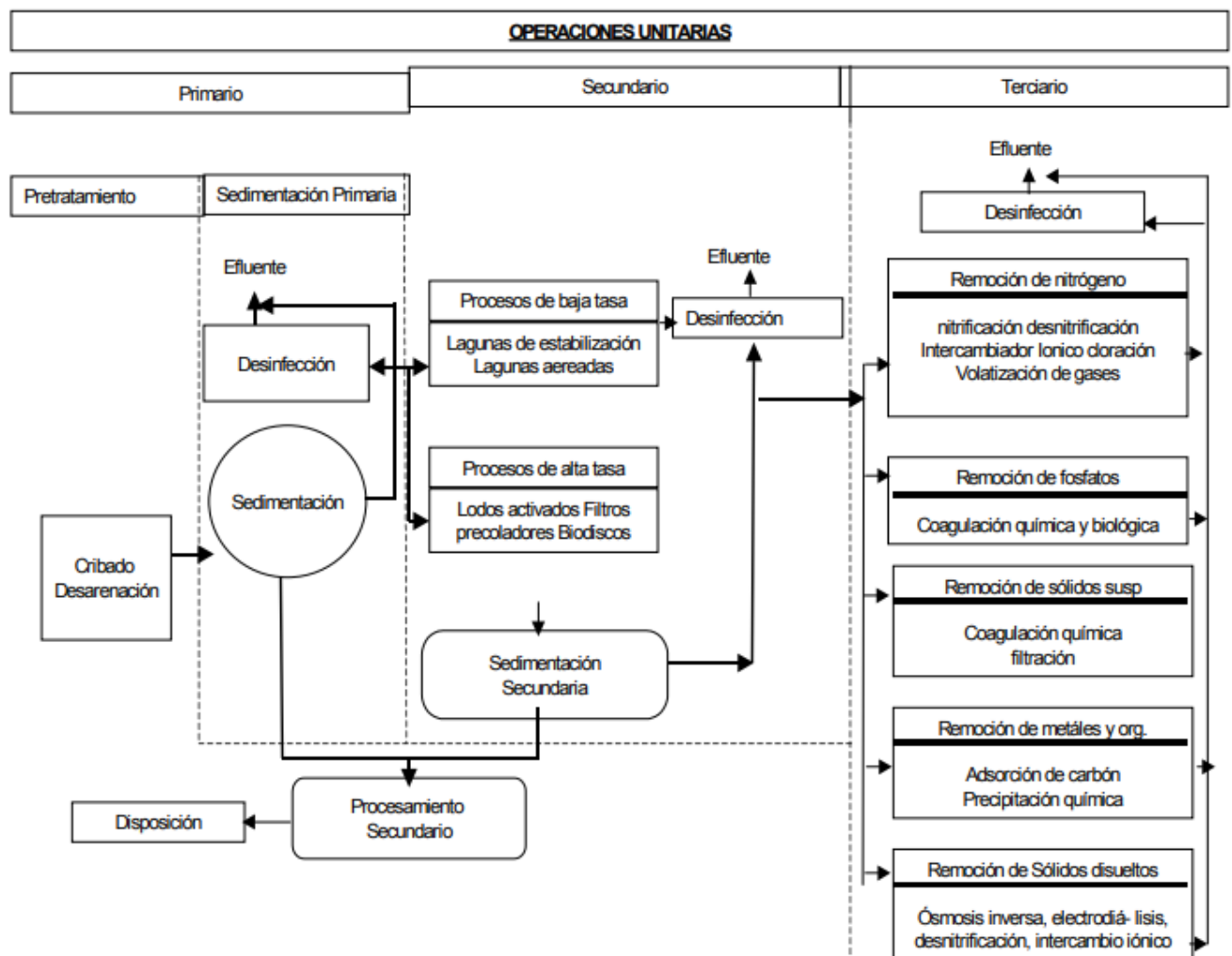
Nivel Secundario: cribado, desarenado, sedimentación primaria, tratamiento biológico, sedimentación secundaria y desinfección. El tren de tratamiento de lodos se compone de la digestión y espesamiento.

Nivel terciario: cribado, desarenado, sedimentación primaria, tratamiento biológico, sedimentación secundaria, coagulación - floculación, filtración y desinfección. El tren de lodos es el descrito en el tren anterior más el secado.

Nivel avanzado: al tren de tratamiento terciario se le incorpora la adsorción entre la filtración y la desinfección. El tren de lodos prevalece.

La figura 2 presenta un diagrama de flujo general de las operaciones unitarias que pueden conformar un tren de tratamiento y según los niveles de tratamiento requeridos para diferentes tipos de reúso, serán los procesos unitarios que constituyen el tren de tratamiento.

Figura 2. Procesos unitarios para el tratamiento de aguas residuales.



Fuente: (Sistemas integrados de tratamiento y reúso, caso México, Dra. Gabriela Moeller Chávez, 2004)

Para cada tipo de reúso definido, es necesario tratar el agua residual hasta alcanzar la calidad requerida, así se considera el uso con contacto directo o indirecto y para diversos usos. Las

operaciones o procesos unitarios que se requieren al conformar un tren de tratamiento dependen de la calidad requerida, así, se tienen diversas calidades para los diferentes tipos de reúso a saber:

- Reúso urbano, agrícola (restringido y no- restringido), acuícola, industrial (agua para enfriamiento y calderas), para servicios, actividades recreativas, recarga de acuíferos, principalmente.

8.4 TRATAMIENTOS

8.4.1 TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

A pesar de la limitación para obtenerla en una calidad aceptable, el agua es el elemento central de todos los procesos vitales, sociales y económicos que forman parte de un ciclo cerrado. Este ciclo se encuentra en crisis, debido a que el incremento y desarrollo de la sociedad de consumo exige un aumento constante de las actividades industriales y agroindustriales (Sarria, et al., 2005)

Este creciente problema exige un riguroso control de la contaminación y una legislación cada vez más exigente. Como respuesta a ello y dada la incapacidad de los métodos convencionales para remover efectivamente muchos de los contaminantes existentes, en los últimos años se ha presentado una intensa búsqueda de nuevas y eficientes tecnologías de tratamiento de aguas (Ollis y Al-Ekabi, 1983) y debido a la progresiva demanda de la sociedad para la descontaminación de aguas contaminadas de diversos orígenes, ha materializado regulaciones cada vez más estrictas.

En la práctica, la aplicación de los métodos de tratamiento debe tener en cuenta fundamentalmente la naturaleza y las propiedades fisicoquímicas de las aguas o efluentes a tratar (Degremont, 1991; Jaramillo-Páez, C. A. y Taborda-Ocampo, G., 2006). Las aguas contaminadas por la actividad humana pueden, en general, ser procesadas eficientemente por plantas de tratamiento biológico, por adsorción con carbón activado u otros adsorbentes, o por tratamientos químicos convencionales (oxidación térmica, cloración, ozonización, permanganato de potasio, etc.). Sin embargo, en algunos casos, estos procedimientos resultan inadecuados para alcanzar el grado de pureza requerido por ley o por el uso ulterior del efluente tratado. En estos casos crecientemente, se está recurriendo en los países industrializados al uso de las llamadas Tecnologías o Procesos de Oxidación Avanzada (TOA's, POA's), muy poco aplicados y, peor aún, menos difundidos en los países de economías emergentes como los de América Latina. La mayoría de los POA's puede aplicarse a la remediación y detoxificación de aguas especiales, generalmente en pequeña o mediana escala. Los métodos pueden usarse solos o combinados entre ellos o con métodos convencionales, pudiendo ser aplicados también a contaminantes de aire y suelos e incluso permiten la desinfección por inactivación de bacterias y virus.

8.4.2 TRATAMIENTOS CONVENCIONALES

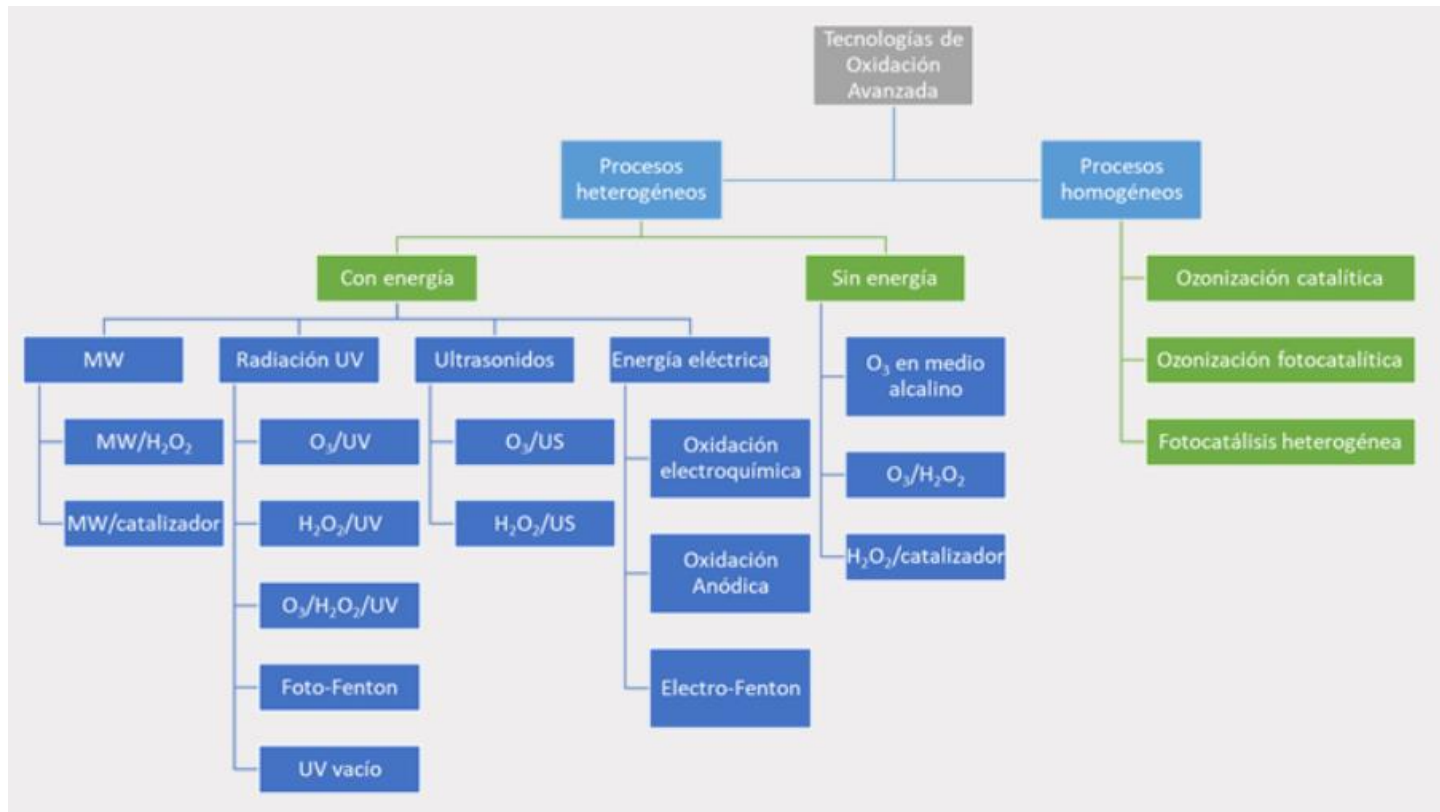
Procesos de oxidación avanzada, Fundamentos de la oxidación química.

Históricamente la contaminación antropogénica de las aguas se ha tratado con métodos convencionales como los procesos biológicos, floculación-precipitación, cloración o adsorción en carbón activo, por citar algunas tecnologías de uso común. Sin embargo, en ciertas ocasiones este tipo de tecnologías no son eficientes bien sea por la alta toxicidad del efluente a tratar, porque con las tecnologías disponibles no es posible alcanzar los requerimientos de vertido requeridos o simplemente por la diversa cantidad de contaminantes que esta contiene, siendo cada vez más común la presencia de compuestos persistentes en las aguas de consumo, aguas superficiales o en los efluentes de las depuradoras (Ikehata et al., 2008), siendo esta una prueba irrefutable de la necesidad de procesos más intensivos en la destrucción de sustancias contaminantes.

En las últimas décadas las tecnologías de oxidación avanzada se han consolidado como una alternativa eficiente en la destrucción de sustancias tóxicas, incluyendo las orgánicas, inorgánicas, metales o patógenos. En general en el tratamiento de aguas las tecnologías de oxidación avanzada se utilizan cuando los efluentes contaminados tienen una alta estabilidad química y/o una baja biodegradabilidad (Poyatos et al., 2010). Es cada vez más común la utilización de la oxidación avanzada en los tratamientos terciarios y especialmente en las plantas depuradoras de ciertas industrias. Estas tecnologías se han utilizado en la remediación de suelos contaminados, aguas subterráneas o superficiales y sustancias gaseosas (USEPA, 1998; Chakinala et al., 2010).

Actualmente los estudios se enfocan en la búsqueda de valores óptimos para los diferentes parámetros que afectan el proceso de oxidación: pH, temperatura, diseño del reactor, naturaleza y concentración del contaminante, y agentes oxidantes que puedan mejorar la reacción. Además, se estudia con detalle la cinética de reacción, que generalmente es de primer orden con respecto a la concentración de radicales hidroxilos y a la concentración de las especies a ser oxidadas. Las velocidades de reacción generalmente están en el rango de 10^8 - 10^{11} L mol⁻¹ s⁻¹, y la concentración de radical hidroxilo están entre 10^{-10} - 10^{-12} mg L⁻¹ variable que juega un papel muy importante en la real aplicación del proceso. Los radicales hidroxilos se generan in situ por la aplicación directa o por la combinación de agentes oxidantes como el ozono, el peróxido de hidrógeno, la radiación ultravioleta o las sales férrico/ferrosas, entre otras. Entre la gran variedad de tecnologías disponibles las más comunes son la combinación UV y peróxido (UV/H₂O₂) (Li et al., 2011), el reactivo Fenton (Fe²⁺/H₂O₂) (Chakinala et al., 2009), y dos de sus variantes como el foto-Fenton (Saatci, 2011) y el hierro cero-valente (Fe⁰) (Kallel, 2009), que es una combinación de las anteriores, o la fotocatálisis (UV/TiO₂) (Ovhal et al., 2010). La continua innovación de estas tecnologías está propiciando nuevos desarrollos con la aplicación de microondas (Zhao, 2011), nuevos catalizadores, ultrasonidos (Khatri et al., 2011; Mahamuni y Adewuyi, 2010), entre otros. Una de las posibles formas de clasificación de este tipo de tecnologías la ofrece Poyatos (2010), que distingue principalmente las tecnologías homo y heterogéneas como se muestra en la figura 1.

Figura 3. Clasificación de las Tecnologías de Oxidación Avanzada a presiones y temperaturas ambientales



Fuente: (Sanz et al., 2013)

Existen otras tecnologías que pueden incluirse también entre las POA's, como el tratamiento con barreras permeables reactivas de Fe metálico (Deng et al., 1999;) y la oxidación con K₂FeO₄ (Fe³⁺). Sin embargo, en esta investigación nos referiremos sólo a aquellas tecnologías que involucren principalmente al radical HO•. En la Tabla 5 se muestran las principales tecnologías de oxidación avanzada, algunas de las cuales son evaluadas a escala nivel laboratorio y planta piloto.

Tabla 5. Principales tecnologías de procesos de oxidación avanzada.

Principales tecnologías de procesos de oxidación avanzada	
Tecnología de oxidación avanzada	Proceso
Ozonificación/Peróxido de hidrógeno	Oxidación en agua sub/supercrítica, Fotólisis ultravioleta-vacío (UV-V)
Procesos Fenton	Ultravioleta/peróxido de hidrógeno
Oxidación electroquímica	Ultravioleta/ozono

Fuente: (Forero et al., 2005)

8.4.2.1 OZONIZACIÓN/PERÓXIDO DE HIDRÓGENO

El ozono es un gas incoloro, de olor fuerte, con alto poder oxidante ($E_o=2.08$ V), es la forma triatómica del oxígeno y en fase acuosa se descompone rápidamente a oxígeno y especies radicales (Teixeira, 2002). El primer trabajo utilizando ozono como desinfectante fue hecho por De Mertens en 1886, sin embargo, solamente hasta 1973, durante el primer Simposio Internacional en Ozono realizado en Washington, se usó la terminología “Tecnologías de Oxidación Avanzadas” (Rodriguez et al., 2008).

El ozono ha sido estudiado varios años atrás principalmente en tratamiento de agua para abastecimiento; sin embargo, dada su reconocida capacidad de oxidar compuestos de difícil tratabilidad, su utilización en diferentes efluentes industriales está siendo cada vez más citada en la literatura. En varios trabajos (Mounteer et al., 2005) reportan, por ejemplo, su aplicación en el tratamiento de los efluentes industriales de la industria de papel y celulosa. Azbar et. al (2004) trabajaron en la degradación de algunos compuestos presentes en efluentes de la industria textil. Además, también se ha utilizado para remoción de algunos pesticidas y compuestos fenólicos presentes en trazas (Lopez-Lopez, 2007).

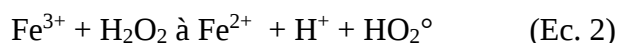
La aplicación de ozono favorece la remoción del color con eficiencias de remoción entre 95% y 97% tratando efluentes de la industria de pulpa y papel (Pokhrel y Viraraghavan, 2004), sin embargo, en lo que se refiere a la reducción de demanda química de oxígeno (DQO) o carbono orgánico total (COT), las eficiencias no exceden usualmente 50 a 40%, respectivamente (Agustina et al., 2005).

8.4.2.2 PROCESO FENTON

El proceso de oxidación Fenton se conoce por su alta efectividad en la descontaminación de aguas provenientes de la industria petroquímica, textil, farmacéutica, papelera, etc. (Babuponnusami y Muthukumar, 2014). Empleando los procesos Fenton se puede obtener una degradación parcial o total de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes, dando lugar a una disminución de la toxicidad del efluente (Durán Moreno et al., 2011).

El proceso Fenton fue descrito por primera vez en 1894 por Henry J. Fenton, cuando descubrió que el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) podía activarse con iones ferrosos para oxidar ácido tartárico (Pignatello et al., 2006). Este proceso consiste en la adición de sales de hierro en presencia de H_2O_2 , en medio ácido, para la formación de radicales $^{\circ}OH$. A la combinación de H_2O_2 y sales de hierro se denomina reactivo Fenton (Ghosh et al., 2010).

A continuación, se muestra la disociación de las sales férricas y H_2O_2 en la ecuación 1 y 2.



Además de formarse radicales ${}^\circ\text{OH}$, se generan radicales perhidroxilo (HO_2°), los cuales inician una reacción de oxidación en cadena para eliminar la materia oxidable. Sin embargo, los radicales HO_2° presentan menor poder de oxidación que los ${}^\circ\text{OH}$ (Domenech et al., 2004).

Autores coinciden en que el rendimiento del proceso de oxidación Fenton depende, de la concentración del agente oxidante y catalítico, temperatura, pH y tiempo de reacción (Ghosh et al., 2010). Asimismo, la eficiencia está relacionada con la naturaleza del contaminante a degradar y con la presencia de otros compuestos orgánicos e inorgánicos (Kavitha y Palanivelu, 2004). En la Tabla 1 se compiló un breve resumen de las condiciones de reacción y porcentajes de degradación.

Tabla 6. Eficiencias de reducción de proceso de oxidación Fenton.

Autor	Agua residual	Condiciones	Eficiencia
Ibarra-Tazquez et al., 2018	Producción café soluble	pH: 3.73 Fe^{2+} : 500 mg L ⁻¹ H_2O_2 : 6000 mg L ⁻¹	80,5 % de remoción medida como DQO
Salas, C. 2010	Industria textil	pH: 3.73 Fe^{2+} : 200 mg L ⁻¹ H_2O_2 : 3612 mg L ⁻¹	97 % de remoción medida como DQO
San Sebastian et al., 2001	Industria farmacéutica	pH: 4 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 10$ (molar)	56,4 % de remoción medida como DQO
Pérez et al., 2002	Industria del papel	pH: 2.8 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 41$ (molar)	82 % de remoción medida como DQO
Barbusinski y Filipek, 2001	Industria pesticidas	pH: 3.0 – 3.5 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 21.2$ (w/w)	58,7-87,1 % de remoción medida como DQO
Lopez et al., 2019	Lixiviados	pH: 2.0 Fe^{2+} : 75 mg L ⁻¹ H_2O_2 : 250 mg L ⁻¹	96 % de remoción de DBO

Como se puede observar en la tabla anterior el reactivo Fenton como POA, ofrece una alta eficiencia en la remoción de contaminantes de diversas fuentes, pero requiere de un ajuste de pH antes y después del tratamiento, debido a que funciona en medio ácido, así como de un tratamiento

posterior para eliminar el hierro residual en el efluente debido a que genera lodos tóxicos durante el proceso.

8.4.2.3 OXIDACIÓN ELECTROQUÍMICA

La electrodiálisis como POA electroquímico combina las membranas y el campo eléctrico es la Electrodiálisis la cual consiste en remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante (Guastalli, et al, 2004). Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta $0.0001 \mu\text{m}$, mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua (Taylor y Wiesner, 2002).

En cambio, la electrocoagulación, es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos encargados de aportar los iones desestabilizadores de partículas coloidales que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional, induciendo la corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas (Morante, 2002; Caviedes-Rubio, D. I., 2015).

El proceso de electrodiálisis es uno de los más caros debido a las membranas finas que se ocupan en este además de ser un proceso que necesita constante supervisión debido a que las membranas cuando se encuentran saturadas pueden inhibir la reacción, mientras que los procesos de electrocoagulación son recientes y debido al poco estudio que se le ha dado se encuentra en desarrollo nuevos material de cátodos y ánodos o posibles agentes catalizadores que ayuden a la formación de iones los cuales den mejor resultado en el proceso de descontaminación.

8.4.2.4 ELECTROCOAGULACIÓN

La precipitación química es la técnica más utilizada en los procesos industriales ya que es relativamente sencilla de operar, económica y selectiva, aunque su mantenimiento si es costoso debido a la alta generación de lodos, debido a la utilización de hidróxidos (Huisman et al., 2006)

En el año 2008, Ramos, K. trabajo con aguas residuales con alto contenido de metales tóxicos y aniones (SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , F^- y NO_3^-), provenientes de una industria de recubrimiento anticorrosivo de partes metálicas. Se aplicó la precipitación química con cal, obteniendo porcentajes de remoción, para los metales y el fosfato, superiores al 98%, quedando dentro de parámetros de descarga. Para el resto de los aniones se aplicó el intercambio iónico obteniendo porcentajes de remoción para sulfato de 97%, nitrato 99 % y fluoruro 71%. A pesar de la efectividad de ambos tratamientos, se generan subproductos que requieren de una disposición final adecuada.

La filtración por membrana, esta tecnología presenta altas eficiencias, requiere poco espacio, no es selectiva y es de fácil operación, pero genera una gran cantidad de lodos que contienen metales (Taylor y Wiesner, 2002). Este tipo de filtración se emplea comúnmente para tratar y recuperar sales metálicas de residuos generados en procesos galvanoplásticos, en el reciclaje de aceites, en

la producción alimentos y bebidas y en la explotación y producción de hidrocarburos (Nemerow y Dasgupta, 1998; Ji, 2015).

El uso de carbón activado ha demostrado ser un adsorbente eficiente para la eliminación de una amplia variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el medio ambiente acuático. Debido a sus áreas superficiales porosas que van desde 500 hasta 1 500 m²g⁻¹, así como la presencia de un amplio espectro de superficie funcional que la hace (Karnib, et al; 2014).

Intercambio Iónico. es el proceso a través del cual los iones en solución se transfieren a una matriz sólida que, a su vez liberan iones de un tipo diferente, pero de la misma carga. El intercambio iónico es un proceso de separación física en la que los iones intercambiados no se modifiquen químicamente. Las principales ventajas de intercambio iónico son la recuperación del valor del metal, la selectividad, menos volumen de lodos producidos y la reunión de las especificaciones de descarga estrictas (Zewail y Yousef, 2015) accesible a diferentes reactivos (Karnib, et al, 2014). Escudero, R. (2010) en su trabajo se disolvieron nitrato de plomo (Pb(NO₃)₂), sulfato de cobre (CuSO₄) y sulfato de níquel hexahidratado (NiSO₄·6H₂O) en agua destilada y se calcularon los valores de fuerza iónica, coeficiente de actividad, actividad y potencial electroquímico en un rango de pH de 3 hasta 13. Obteniendo los siguientes resultados de pH del medio menor a 4 precipitará solamente el plomo y permanecerán en solución tanto el cobre como el níquel. Al fijar el pH del efluente en 7 cristalizará el cobre en forma de hidroxisulfato y finalmente al establecer el pH de la solución en valores mayores a 10 precipitará el níquel en forma de hidróxido.

Una técnica de descontaminación que combina las membranas y el campo eléctrico es la Electrodialisis la cual consiste en remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante (Guastalli et al., 2004). Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0.0001 μm, mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua (Taylor y Wiesner, 2002)

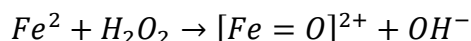
En cambio, electrocoagulación, es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico. Este es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos encargados de aportar los iones desestabilizadores de partículas coloidales que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional, induciendo la corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas (Morante, 2002; Caviedes-Rubio, 2015).

Mercado-Martínez I en el año 2013 realizó un estudio en el cual evaluó la electro-coagulación a nivel laboratorio en el cual tomó como parámetros la distancia entre electrodos (1.0 - 1.5 cm), densidades de corrientes bajas (3.6, 5.0 y 7.0 Amperes) y un tiempo de operación entre 10 y 15 minutos. Esta técnica electroquímica produce flóculos de hidróxido metálicos debido a la electro-disolución de los ánodos de hierro. Se generan cationes metálicos en los ánodos debido a su

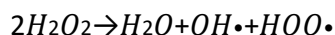
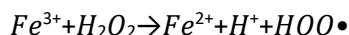
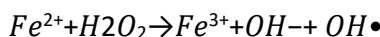
oxidación electroquímica, además de oxígeno (Heidmann y Calmano, 2008); la separación de los contaminantes se produce por dos vías: flotación y/o precipitan (Meas, Y. et al., 2010).

8.5 REACTIVO FENTON

El mecanismo de Fenton clásico muestra que el peróxido de hidrógeno es reducido por el hierro con la generación del radical libre hidroxilo. Se ha dicho que algunos, si no es que todos los radicales hidroxilos producidos en la reacción de Fenton pueden permanecer unidos al hierro, formando intermediarios, tales como el $[Fe \cdots OH]^{3+}$ o como el $[Fe = O]^{2+}$ (Lloyd, 1997).



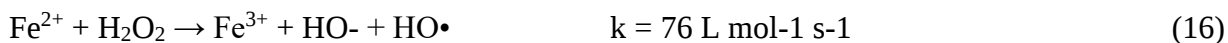
Estos intermediarios tienen propiedades oxidativas similares también, pero distinguibles del radical libre hidroxilo y tienen que ser promovidos comparando la cinética de la reacción de Fenton con la de generación del hidroxilo independientemente del hierro, (Lloyd., 1997). La reacción de Fenton involucra dos componentes adicionados al medio contaminado: el catalizador y el oxidante. El catalizador puede ser una sal, ya sea de Fe(II) o de Fe(III). Algunos investigadores sugieren utilizar preferentemente el hierro ferroso. Puede usarse sulfato o sales de cloro; inclusive, las sales de cobre (CuSO₄) tienen el mismo efecto (Brillas, 2006). El agente oxidante comúnmente utilizado es el peróxido de hidrógeno. En el proceso, la generación de los radicales comienza desde que el peróxido de hidrógeno entra en contacto con el hierro. El radical hidroxilo (OH•) generado oxidará compuestos orgánicos contaminantes. Los radicales se forman de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Nesheiwat, Swanson, 2000):

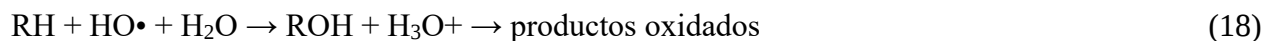


La rapidez de la reacción se ve limitada por la generación de OH• la cual está directamente relacionada con la concentración del hierro catalizador y, aunque en menor grado, las especificaciones del agua a tratar.

Al realizarse la reacción, el valor del pH decrece, primero en el punto en el cual el hierro es agregado y después, con un decrecimiento más pronunciado, en el punto en el que el peróxido de hidrógeno se agrega, lo cual ocurre parcialmente por la fragmentación del material orgánico en ácidos orgánicos. Este cambio en el pH indica que la reacción se está llevando a cabo de manera correcta.

Haber y Weiss sugirieron que se formaba HO• por la reacción (16). Dichos radicales reaccionan por dos vías, la oxidación de Fe(II) (una reacción improductiva) y el ataque a la materia orgánica: (Fenton, 1894)





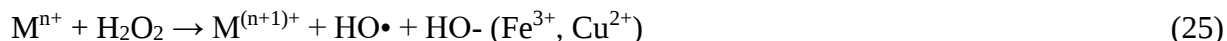
A pH < 3, la reacción es auto catalítica, ya que el Fe(III) descompone H₂O₂ en O₂ y H₂O a través de un mecanismo en cadena. J.J. Pignatello, (1992), J.J. Pignatello, (1999), A. Safarzadeh (1996), A. Safarzadeh (1997)



Con este proceso se destruyen contaminantes, ya que genera HO•; sin embargo, los HO• pueden ser atrapados por un exceso de iones Fe²⁺ (reacción (17)), por los halógenos, el mismo H₂O₂ (reacción (23)) o el radical perhidroxilo, reacción (24): F. Hunter, (1997)



Se cree que otras especies, de Fe(IV) o Fe(V) (como FeO₃⁺ y complejos de ferrilo o perferrilo), son los agentes activos del proceso [23-25] y [28-29]. En presencia de exceso de peróxido, la concentración de Fe²⁺ es pequeña con relación a la de Fe³⁺, ya que la reacción (20) es más lenta que la (16). Ambos radicales, el HO• y el HO₂ reaccionan con la materia orgánica, pero el segundo es menos reactivo. La constante de velocidad para la reacción de ion ferroso con H₂O₂ es alta, y el Fe(II) se oxida a Fe(III) en segundos o minutos en exceso de H₂O₂. Se cree que la destrucción de residuos por el reactivo de Fenton es un proceso catalizado por Fe(III)–H₂O₂, y que el reactivo de Fenton con exceso de H₂O₂ es un proceso de Fe³⁺/H₂O₂. Por ello, estas reacciones ocurren también con iones metálicos de transición como el Fe(III) o el Cu(II), y se las conoce como reacciones tipo Fenton. J.J. Pignatello, (1992), J.J. Pignatello, (1999), A. Safarzadeh (1996), F. Hunter, (1997), S.H. Bossmann, (1998), M.L. Kremer, (1999)



El grado y la velocidad total de mineralización son independientes, del estado de oxidación inicial del Fe. En cambio, la eficiencia y la velocidad inicial de mineralización son mayores cuando se parte de Fe (II); como contrapartida, las sales de Fe (III) producen una concentración estacionaria de Fe(II). Se debe usar aquí también un pH menor que 2.8.

El proceso Fenton es efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PCBs, nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, PCP, fenoles, fenoles clorados, octacloro-p-dioxina y formaldehído. Son pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, como la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados. R.J. Bigda, (1995)

Es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes como hexadecano o Dieldrin. Puede descomponer solventes para limpieza a seco y decolorar aguas residuales con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, reduciendo su DQO. El reactivo de Fenton, también se ha aplicado exitosamente para reducir la DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de lixiviados. Es útil como pretratamiento de compuestos no biodegradables y para tratar suelos. A. Safarzadeh (1996), S.H. Lin (1997)

Las ventajas del método son varias: el Fe (II) es abundante y no tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno. No se forman compuestos clorados y no existen limitaciones de transferencia de masa, ya que es un sistema homogéneo. El diseño de reactores es sencillo. En contraposición, requiere la adición continua y estequiométrica de Fe (II) y H₂O₂, es decir, necesita una alta concentración de Fe. Pero debe tenerse en cuenta que un exceso de Fe (II) puede causar condiciones para el atrapamiento de HO•, como se ha mencionado, en las ecuaciones (17), (23) y (24). Bigda, (1995)

A pH > 5 se genera hidróxidos de Fe (III) sólidos, que obligan a su posterior gestión. Es frecuente alcalinizar las aguas al final del proceso con el agregado simultáneo de un floculante para eliminar el hierro remanente.

Teóricamente, la relación estequiométrica molar H₂O₂/substrato debe oscilar entre 2 y 10 cuando se usa el reactivo para destruir compuestos solubles. Sin embargo, en la práctica esta relación puede ser a veces de hasta 1000, ya que el compuesto a destruir siempre viene acompañado de otros que también pueden ser atacados por el HO•. La relación peróxido/Fe/compuesto puede ser mantenida por adición intermitente del oxidante o fijada al inicio de la reacción.

En el laboratorio, el agregado del metal se realiza en forma de sales ferrosas puras, pero en escalas mayores el uso de éstas se vuelve caro, y normalmente se usa Fe (NH₄)₂ (SO₄)₂, que contiene 20% de hierro activo. Se han usado otros compuestos de hierro, incluyendo sólidos como la goetita, para destruir el tricloroetileno. No se logra la mineralización completa; se forman intermediarios resistentes al tratamiento (ácidos carboxílicos), que reaccionan muy lentamente con el HO•, y predomina la reacción improductiva (17). A veces, pueden formarse productos más tóxicos que los iniciales, como quinonas, cuya presencia debe controlarse cuidadosamente. A.L.Teel, C.R. (2001)

8.5.1 FOTO-FENTON

Foto-Fenton es una TAO fotoquímica utilizada cada vez con más frecuencia ya que ha mostrado ser un proceso muy eficiente, debido a que los ferro-hidroxiolos solubles y los complejos orgánicos ácidos de hierro, no sólo absorben la radiación ultravioleta sino parte del espectro visible (Malato, 2009).

La tecnología Foto-Fenton es usualmente utilizada cuando se requiere una alta reducción de Demanda Química de Oxígeno. En este proceso el reactivo de Fe(II) se oxida a Fe(III) descomponiendo el peróxido de hidrógeno para formar radicales hidroxilos (ec. 1), el empleo de la radiación UV-Vis incrementa el poder de oxidación principalmente por la foto-reducción de Fe(III) a Fe(II) la cual produce más radicales hidroxilos (ec. 2) y de esta forma se establece un ciclo en el reactivo de Fenton y se producen los radicales hidroxilos para la oxidación de compuestos

orgánicos (ec. 3); adicionalmente es posible usar la radiación solar, lo que eliminaría el costo de la radiación UV (Chen, 2009; Abbas, 2008).

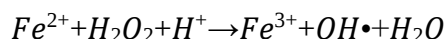


Es proceso eficiente que consiste en generar radicales libres -OH por absorción de radiación solar de una solución de sales férricas y peróxido de hidrógeno (reacción de Foto-Fenton).

Ciertos complejos de hierro se han usado en el sistema Foto-Fenton, ya que absorben radiación hasta una longitud de onda de 500 nm. En consecuencia, la utilización de estos complejos tiene la ventaja de aprovechar tanto la radiación solar ultravioleta como parte de la visible para la destrucción de los contaminantes (Rincón, Torres, Pulgarín, Sarria, & Parra, 2005). Se ha demostrado que la reacción de Foto-Fenton puede acelerar la destrucción de herbicidas, fenoles y muchos otros contaminantes aromáticos y alifáticos halogenados.

8.5.2 ELECTRO FENTON

El proceso Electro-Fenton es realizado con un ánodo convencional y el poder de oxidación del H₂O₂ Electro generado es realizado por la adición de Fe²⁺ a la solución, porque el radical OH• está formado por la clásica reacción de Fenton entre Fe²⁺ y el H₂O₂.



En contraste, el proceso peroxicoagulación está basado en el uso de un ánodo de Fe sacrificado el cual es Electrodisuelto suministrando cantidades estequiométricas de Fe²⁺ al efluente. El Fe²⁺ reacciona con el H₂O₂ Electrogenerado y el exceso de Fe³⁺ formado precipita como Hidróxido de Hierro III (Fe(OH)₃). Los contaminantes son entonces removidos por la acción combinada de su degradación homogénea con OH• generado por la reacción mostrada en la ecuación y su coagulante con el Fe(OH)₃ precipitado. (Alonso Zepeda, Garcia Lopez, Pavón Silva, Barrera Díaz, & Roa Morales, 2017)

8.5.3 DARK-FENTON

Los POA no fotoquímicos originan especies muy reactivas, (principalmente el radical hidroxilo) a través de la transformación de especies químicas o mediante la utilización de distintas formas de energía, a excepción de la irradiación luminosa. (Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales, 2018)

8.5.4 CELDAS ELECTROQUÍMICAS

Una celda Electroquímica es un dispositivo en el que existe una acción recíproca entre fenómenos eléctricos y químicos (Figura 1). La celda Electroquímica está constituida por dos Electrodos: el ánodo, que es la superficie metálica que libera Electrones como consecuencia del paso del metal en forma de iones al Electrolito y el cátodo, en el cual los Electrones producidos en el ánodo se combinan con determinados iones presentes en el Electrolito (Ávila, Genescá, 2003).

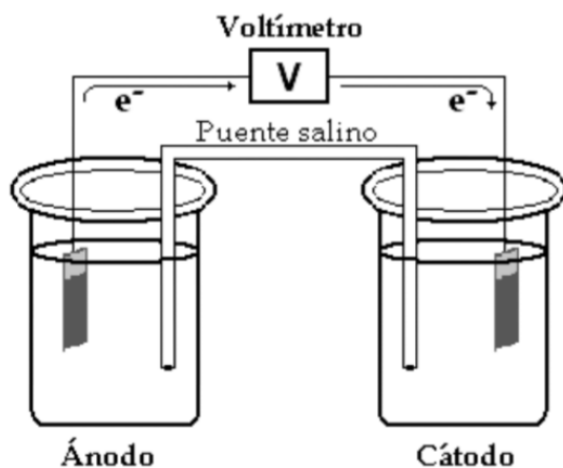


Figura 4: Celdas electroquímica típica

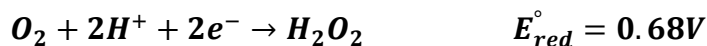
Figura obtenida de: (Vargas Zavala,2007)

Existen dos tipos de celdas Electroquímicas: las celdas galvánicas y las celdas Electrolíticas. En una celda galvánica se produce una reacción química espontánea que mantiene una corriente eléctrica, mientras en una celda Electrolítica se aplica corriente eléctrica para realizar una reacción química no espontánea. Los potenciales electrónicos estándar se utilizan esencialmente para comprender la operación de las celdas Electroquímicas.

Puede considerarse que la reacción en una celda Electroquímica está formada por dos reacciones de semicelda, en la que cada una de las cuales tiene un potencial de Electrodo característico asociado a ella; estos potenciales de Electrodo miden la fuerza conductora para las dos semirreacciones. Por convenio, las dos reacciones se escriben como reducciones.

En una reacción de electrólisis se usa energía eléctrica para producir un cambio químico que no sucede espontáneamente. Las semirreacciones consideradas en este trabajo tienen los potenciales estándar que se indican a continuación:

Reacción catódica:



Reacción anódica:



El potencial de la celda Ecelda se obtiene de la siguiente manera: Ecelda = Ecátodo – Eánodo, donde Ecátodo y Eánodo son los potenciales de Electrodo para las semirreacciones catódica y anódica (Skoog, 2000). Al combinar estas dos semirreacciones se obtendrá el potencial estándar de la celda Electroquímica: E0 celda = 1.12 V, así, al aplicar una diferencia de potencial que exceda los 1.12 V se espera que las reacciones se lleven a cabo (Petrucchi, 1977).

8.6 ECUACIÓN DEL SISTEMA

La electroquímica es la rama de la química que estudia la conversión entre la energía eléctrica y la energía química.

Los procesos electroquímicos son reacciones redox en las cuales la energía liberada por una reacción espontánea se convierte en electricidad o la energía eléctrica se aprovecha para provocar una reacción química no espontánea. Las reacciones redox son aquellas en las que se transfieren electrones de una sustancia a otra. Una celda electroquímica es un dispositivo experimental para generar electricidad mediante una reacción redox (celda galvánica o voltaica). (IBERO, s. f.)

El sistema está compuesto por la muestra madre, que lleva Sulfato de níquel hexahidratado y agua dura, a la cual se le agrega el reactivo fenton que es Sulfato ferroso, junto con peróxido de hidrogeno, se le agregan perlas de hidróxido de sodio para controlar el nivel del pH deseado en la muestra madre.

Reducción: $\text{Ni}^{2+} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Ni}$

Oxidación: $\text{Fe}^{+3} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 1\text{H}^+ + 1\text{e}^-$

En esta reacción el hierro tomara el lugar del níquel, llevando a cabo una reducción de este mismo, para su remoción en el sistema por métodos de electro coagulación.

Para su posterior experimentación en los métodos propuestos de FEF y DEF.

Al final se obtiene la reacción del sistema

Reacción Final: $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{NiSO}_4 + \text{FeSO}_4 + \text{Ni} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{NiSO}_4 + \text{Fe} + \text{OH}_2 + \text{H} + 1\text{e}^-$

8.7 ECUACIÓN DE LA RECTA

Euclides define los términos de punto, recta y las relaciones de incidencia, orden y congruencia, de ahí se establece la definición de línea que es una sucesión continua de puntos en una misma dirección, dentro de la geometría analítica la definimos como el lugar geométrico de los puntos tales que, tomados dos cualesquiera del lugar geométrico, el valor de la pendiente siempre resulta constante". Como Lugar geométrico lo conceptualizamos como el conjunto de los puntos, y solamente de aquellos puntos, cuyas coordenadas satisfagan una ecuación, al cual lo denominamos gráfica de la ecuación o lugar geométrico. (de Hidalgo & Muñoz Herrerías, s. f.)

8.7.1 Ecuación de la recta conociendo un punto y su pendiente.

Cuando se tienen dos puntos como P_1 y P_2 , y por cada punto, tendrán sus respectivas coordenadas de un plano cartesiano como: $P_1(X_1, Y_1)$ y $P_2(X_2, Y_2)$, que al unirlos se formará una línea recta, la cual tendrá un grado de inclinación ya sea positiva o negativa a la que llamamos pendiente o pendiente de la recta:

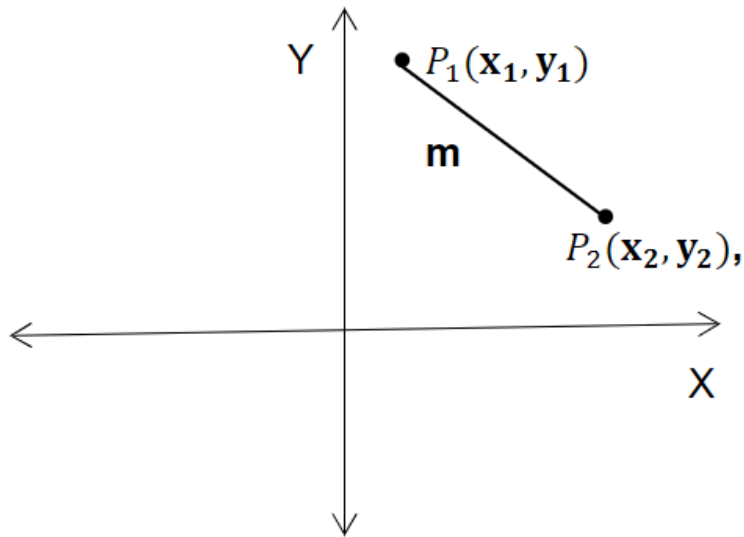


Figura 5. Pendiente de una recta con dos puntos

Figura obtenida de: (Hidalgo & Muñoz Herrerías, s. f.,2022)

Donde la pendiente de la recta es el grado de inclinación y se representa con la letra m y es la tangente del ángulo.

$$m = \tan \alpha$$

Recordando: la $\tan \alpha = \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1}$ por lo tanto la pendiente es: $m = \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1}$

Ahora, si se tiene la pendiente (m) de la recta y cualquier punto de dicha recta, con las coordenadas (x, y) con referencia a un punto de la recta que es: $P_1(X_1, Y_1)$, tendremos:

$$m = \frac{y - y_1}{x - x_1}$$

Despejamos de la igualdad:

$$m(x - x_1) = y - y_1$$

Nos da:

$$y - y_1 = m(x - x_1)$$

Si despejamos a “ y ” obtendremos la ecuación de la recta conociendo un punto $P_1(X_1, Y_1)$, de la recta:

$$y = m(x - x_1) + y_1$$

Comúnmente la ecuación explícita se escribe:

$$y = mx + b$$

Esta fórmula se usó en los cálculos para la interpretación de datos obtenidos a partir de la medición de un espectrofotómetro a una longitud de 680 nm.

8.8 ECUACIÓN NERNST

A medida que una reacción progresa hacia el equilibrio, las concentraciones de sus reactivos y productos cambian ΔG , se acerca a cero. Por lo tanto, a medida que los reactivos y productos se consumen en una pila electroquímica funcionando, el potencial de pila también disminuye hasta que finalmente llega a cero. Una batería “muerta” es aquella en la cual la reacción de la pila ha llegado al equilibrio. En el equilibrio, una pila no genera diferencia de potencial a lo largo de sus electrodos y la reacción no puede ya generar trabajo. Para comprender este comportamiento cuantitativamente, debemos encontrar cómo la fem de la celda varía con la concentración de las especies. (William Atkins, Jones., 2007)

Otros términos utilizados para el voltaje de la celda son: fuerza electromotriz o fem, y potencial de celda(E).

Para establecer cómo depende la fem de una pila de la concentración, primero debemos notar que la fem es proporcional a la energía libre de reacción. Sabemos cómo varía ΔG , con la composición:

$$\Delta G_t^\circ = \Delta G_t^\circ + RT \ln Q$$

Donde Q es el cociente de reacción para la pila. Dado que $\Delta G_t = -nFE^\circ + RT \ln Q$

En este punto, dividimos por -nF para obtener una expresión de E en función de Q.

La ecuación de la dependencia entre la fem de la pila y la concentración que hemos obtenido,

$$E = E^\circ - \frac{RT}{nF} \ln Q$$

Se llama ecuación de Nernst en honor del electroquímico alemán Walter, quien la obtuvo. A 298,15 K, $RT/F=0,025\ 693\ V$; por ello a esa temperatura la ecuación de Nernst toma la forma

$$E = E^\circ - \frac{0.25693\ V}{n} \ln Q$$

A veces es conveniente utilizar esta ecuación con logaritmos decimales; en tal caso, usamos la relación $\ln x = 2,303 \log x$. A 298,15K,

$$E = E^\circ - \frac{2,303\ RT}{nF} \ln Q = E^\circ - \frac{0.25693\ V}{n} \ln Q$$

La ecuación de Nernst se usa ampliamente para estimar la fem de las pilas en condiciones no estándar. También se la usa en biología para estimar la diferencia de potencial a través de las membranas celulares biológicas, como las de las neuronas. Otra aplicación de la ecuación de Nernst es la medida de las concentraciones. En una pila de concentración, los dos electrodos son idénticos excepto en sus concentraciones. Para la pila, $E^\circ=0$ y el potencial correspondiente a la reacción se

relaciona con Q a través de $E = -(0,025693 \text{ V}/n) \ln Q$. Por ejemplo, una celda de concentración que tiene dos electrodos de Ag^+/Ag es:



La reacción de pila tiene $n=1$ y $Q=[\text{Ag}^+]_I/[\text{Ag}^+]_D$. Si la concentración de Ag^+ en el electrodo de la derecha es de $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, la concentración de Nernst es $E = -(0,025693\text{V}) \ln[\text{Ag}^+]_I$; por lo tanto, midiendo E podemos inferir la concentración de Ag^+ es el comportamiento del electrodo de la izquierda. Si la concentración de iones Ag^+ en el electrodo de la izquierda es mayor que la que hay a la derecha (es decir, si $[\text{Ag}^+]_I > 1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$), entonces $E < 0$ para la reacción de la pila tal como está escrita, y el electrodo de la izquierda será el cátodo. Si la concentración de iones Ag^+ en el electrodo de la izquierda es menor que la de la derecha, entonces $E > 0$ para la reacción de la pila tal como está escrita, y el electrodo de la derecha es el cátodo. (William Atkins, Jones., 2007, pág. 462)

8.8.1 EJEMPLO DEL USO DE LA ECUACIÓN NERNST

Calcular la fem a 25°C de una pila de Daniell en la cual la concentración de iones Zn^{2+} es de $0,10 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ y la de iones Cu^{2+} es de $0,0010 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$.

ESTRATEGÍA: Primero, escribimos la ecuación igualada para la concentración de la pila y la expresión correspondiente para Q, y anotamos el valor de n. Determinamos entonces la E° a partir de los potenciales estándar del cuadro 12.1 o del apéndice 2B. Determinamos el valor de Q para las condiciones establecidas. Calculamos la fem sustituyendo estos valores en la ecuación de Nernst, ecuación (6). A $25,00^\circ\text{C}$, $RT/F = 0,025693 \text{ V}$.

SOLUCIÓN La pila de Daniell y la correspondiente reacción son



$$\text{Paso 1.- Establecer el cociente de reacción } Q = \frac{a_{\text{Zn}^{2+}}}{a_{\text{Cu}^{2+}}} = \frac{[\text{Zn}^{2+}]}{[\text{Cu}^{2+}]} \quad Q = \frac{0,10}{0,0010}$$

$$\text{Paso 2.- Anotar el valor de n.} \quad n=2$$

$$\text{Paso 3.- Determinar el valor de } E^\circ = E_D^\circ - E_I^\circ, \quad E^\circ = 0,34 - (-0,76)\text{V} = +1,10\text{V}$$

$$\text{Paso 4. Encontrar E a partir de } E = E^\circ - \frac{RT}{nF} \ln Q \quad E = 1,10 \text{ V} - \frac{0,025693\text{V}}{2} \ln \frac{0,10}{0,0010}$$

$$E = 1,10\text{V} - 0,069\text{V} = +1,04\text{V}$$

Sea supuesto que la solución es tan diluida que las actividades pueden reemplazarse por las concentraciones molares.

8.8.2 REGLAS PARA EL USO DE LAS TABLAS DE POTENCIAL DE REDUCCIÓN

El valor del potencial se aplica a las reacciones de la semicelda que se leen de izquierda a derecha. Cuanto más positivo sea el potencial, mayor es la tendencia a reducirse. Entre menor el potencial, mayor es la tendencia a oxidarse. De tal modo que el potencial de la celda completa se calcula con

la fórmula anterior tomando los potenciales tal como están. Las reacciones de las semiceldas son reversibles. Es decir, el potencial de reducción es igual al potencial de oxidación, pero con el signo cambiado. El potencial no se ve alterado por el tamaño de los electrodos o por la cantidad de solución. Si el potencial de electrodo de la celda completa es positivo, la reacción es espontánea.

Es posible saber si la reacción redox es espontánea (se realiza hacia los productos) estableciendo un esquema:

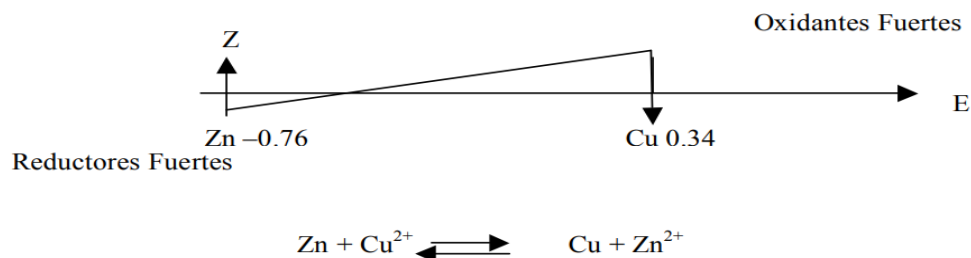


Figura 6. Esquema de la reacción

Figura obtenida de: (IBERO, s. f.2022)

Para calcular el potencial cuando la concentración de la solución de la semicelda no es 1 M, se usa la ecuación de Nernst:

$$E = E^{\circ} + \frac{0.06}{n} \log \frac{[reduce]}{[oxida]}$$

E° = potencial de la semicelda de reducción (tablas)

n = número de electrones transferidos

9. METODOLOGÍA

9.1 MATERIALES

Todo el material volumétrico utilizado en este método debe ser de clase A con certificado, o en su caso debe estar calibrado.

9.1.1 REACTIVOS ANALÍTICOS

- Sulfato de níquel hexahidratado, marca Golden bell -Reactivos grado analítico.
- Sulfato ferroso, marca J.T Baker grado analítico.
- Peróxido de hidrogeno, marca Golden Bell grado analítico.
- Perlas de hidróxido de sodio, marca J.T Baker grado analítico.

9.1.2 MATERIALES

- Vaso de precipitado de 500ml
- Vaso de precipitado de 10ml
- Vidrio de reloj
- Pinzas para vidrio de reloj
- Pipeta pasteur
- Pipetas graduadas de 10 ml
- Propipeta
- Espátula
- Celdas graduadas para espectrofotómetro.
- Agitador magnético (Mosca o pastilla)
- Electrodo de aluminio
- Pisseta con agua destilada

9.1.3 EQUIPOS

- BALANZA ANALÍTICA
- TERMO AGITADOR MARCA CIMAREC 2 HOTPLATE STIRRER SP46925, SIZE 7" X 7", STIRRING SPEED: UP TO 1000 rpm, TEMPERATURE RANGE: 150° TO 538°C. (FINES DE AGITACIÓN)
- ESPECTROFOTOMETRO UV-VISIBLE, RANGO 190-1100 nm, ANCHO DE BANDA 2nm, PRECISION +/- 0.5nm, +/-0.3% T, PANTALLA LCD DE 128*64. OPERA CON 110 V MODELO UV5300 MARCA METASH (MARCADO EN EL LAB. DE QUÍMICA ANALÍTICA COMO: QAS-006)

- CAMPANA DE EXTRACCIÓN MARCA BECOMAR DE MEXICO S.de R.L.de C.V. QUE CUENTA CON LA RADIACIÓN DE LUZ ULTRAVIOLETA (CERTIFIED COMPANY ISO 9001:2008) (MARCADO EN EL LAB.DE QUÍMICA ANALÍTICA COMO:115130081I4506000621330FUBYP)
- FUENTE DE ALIMENTACIÓN DE VOLTAJE REGULABLE

9.2 PROCEDIMIENTO

9.2.1 Procedimiento general

Se elabora una muestra en el laboratorio, para la cual se utilizan 1.79128g de sulfato de níquel hexahidratado mezclando con agua en vaso de precipitado con 500ml de agua ($\text{NiSO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$), para obtener una concentración de 60ppm.

Luego se adicionará el reactivo Fenton, para esto se realiza una reacción adicionando a la solución Sulfato Ferroso (FeSO_4) y Peróxido de Hidrógeno (H_2O_2), generando la siguiente relación:

FeSO_4 150 mg/L + H_2O_2 500 mg/L

Para 500ml de solución se usaron 75mg de FeSO_4 y 0.250ml de H_2O_2 . La cantidad de FeSO_4 cambia con respecto a la concentración que se quiera usar, siendo que para una concentración de 150ppm serán 75mg, para 300ppm son 150mg y para 450 se usan 225mg.

Ya teniendo la alícuota lista esta se colocó en un termo agitador y se le introdujo el agitador magnético, poniendo el termo agitador a 600rpm para que la mezcla fuera homogénea.

Obtenida la muestra de reactivo Fenton, se procede a ajustar el pH para lo cual con el uso de un pH-metro para saber el pH de la muestra y dependiendo de la cantidad se le adicionaran perlas de hidróxido de sodio para llegar al pH deseado con la ayuda del termo agitador.

La muestra se coloca dentro de la campana de extracción, debido a que el tratamiento de Foto-Fenton se coloca bajo la luz de rayos ultravioleta. Se sigue usando el termo agitador debido a que se necesita una agitación constante.

Por último, se procede a instalar en la muestra un par de electrodos de aluminio conectados a una fuente reguladora de voltaje, suministrándole 1.75 V durante 60min.

Se toma 10ml de la muestra al minuto 0, 30 y 60 para proceder al chequeo de la absorbancia. Para esto se mide la concentración de níquel utilizando el espectrofotómetro UV con una longitud de onda de 680nm. Para los minutos 30 y 60 a la muestra tomada se le dejará un tiempo de 20min a que los lodos se asienten, después se procederá a tomar una muestra de la parte más transparente con la ayuda de la pipeta pasteur y se ponen en la celda de cuarzo, para que de igual forma se mida su concentración en el espectrofotómetro de UV con la misma longitud de onda de 680nm.

Este procedimiento se realizará con diferentes concentraciones de FeSO_4 que son a 150ppm, 300ppm y 450ppm. También se experimentará con pH de 8 y de 10. La experimentación se realiza tres veces con una concentración y un pH, para poder ver si los resultados tienen cierta diferencia.

9.2.2 Procedimiento para la obtención del porcentaje de remoción

Con los datos obtenidos en la experimentación se procede a calcular el porcentaje de remoción de las muestras tomadas de los partes más transparentes una vez asentados los lodos a los 30 y 60 minutos.

Para el cálculo del porcentaje se usa la ecuación de la recta:

$$y = mx + b$$

Se utiliza esta ecuación porque nos permite definir la curva de calibración que representa la relación entre la absorbancia y la concentración. Siendo y es la absorbancia de la solución, x su concentración y m es la pendiente de la recta que es nuestro factor de calibración, b que es el valor de intersección de absorbancia es un valor constante y en este caso se toma como cero.

Debido a que lo que se busca es la concentración, despejando la formula tenemos:

$$x = \frac{y}{m}$$

Una vez obtenido ese valor, se procede a obtener el porcentaje de remoción con respecto a la muestra del minuto cero, mediante la ecuación siguiente

$$\text{Porcentaje de remoción} = 100 - \frac{x * 100}{x_0}$$

9.2.3 Determinación del potencial de reducción electroquímico

Una vez obtenidos todos los resultados experimentales se procede medir el potencial de energía. Para obtener este valor se usará la ecuación de Nerst, la cual se expresa de esta forma:

$$\varepsilon = \varepsilon^\circ - \frac{0.059}{n} \log Q$$

Como se puede observar el primer dato que se requiere es el potencial de celda estándar, el cual se calcula de la siguiente manera:

$$\varepsilon^{\circ} = \varepsilon^{\circ}_{\text{reducción}} - \varepsilon^{\circ}_{\text{oxidación}}$$

Se indica que vaya primero el valor del elemento que reduce, en nuestro caso será el níquel, debido a que recibe los electrones del hierro haciendo, por lo tanto, este al perderlos se oxida.



Para obtener el valor de los potenciales oxido-reducción de hierro y níquel, se buscaron en la siguiente tabla, la cual muestra los valores a una temperatura de 25°C y a 1atm que son valores de referencia.

POTENCIALES ESTÁNDAR DE REDUCCIÓN (25 °C , [1M] , 1 atm)

Electrodo	reacción de reducción	E°(volt)
Li ⁺ Li	Li ⁺ + e ⁻ → Li	-3,045
K ⁺ K	K ⁺ + e ⁻ → K	-2,925
Ca ²⁺ Ca	Ca ²⁺ + 2e ⁻ → Ca	-2,866
Na ⁺ Na	Na ⁺ + e ⁻ → Na	-2,714
Mg ²⁺ Mg	Mg ²⁺ + 2e ⁻ → Mg	-2,363
Al ³⁺ Al	Al ³⁺ + 3e ⁻ → Al	-1,662
Mn ²⁺ Mn	Mn ²⁺ + 2e ⁻ → Mn	-1,179
× OH H ₂ (Pt)	2H ₂ O + 2e ⁻ → H ₂ + 2OH ⁻	-0,828
Zn ²⁺ Zn	Zn ²⁺ + 2e ⁻ → Zn	-0,763
Cr ³⁺ Cr	Cr ³⁺ + 3e ⁻ → Cr	-0,74
S ²⁻ S (Pt)	S + 2e ⁻ → S ²⁻	-0,479
Fe ²⁺ Fe	Fe ²⁺ + 2e ⁻ → Fe	-0,44
Cr ³⁺ , Cr ²⁺ Pt	Cr ³⁺ + e ⁻ → Cr ²⁺	-0,408
Cd ²⁺ Cd	Cd ²⁺ + 2e ⁻ → Cd	-0,403
Tl ⁺ Tl	Tl ⁺ + e ⁻ → Tl	-0,336
Co ²⁺ Co	Co ²⁺ + 2e ⁻ → Co	-0,277
Ni ²⁺ Ni	Ni ²⁺ + 2e ⁻ → Ni	-0,250
Sn ²⁺ Sn	Sn ²⁺ + 2e ⁻ → Sn	-0,136
Pb ²⁺ Pb	Pb ²⁺ + 2e ⁻ → Pb	-0,126
Fe ³⁺ Fe	Fe ³⁺ + 3e ⁻ → Fe	-0,037
H ⁺ H ₂ (Pt)	2H ⁺ + 2e ⁻ → H ₂	0,000
Sn ⁴⁺ , Sn ²⁺ Pt	Sn ⁴⁺ + 2e ⁻ → Sn ²⁺	+0,150
Cu ²⁺ , Cu ⁺ Pt	Cu ²⁺ + e ⁻ → Cu ⁺	+0,153
Cu ²⁺ Cu	Cu ²⁺ + 2e ⁻ → Cu	+0,336
OH O ₂ (Pt)	O ₂ + 2H ₂ O + 4e ⁻ → 4OH ⁻	+0,401
Cu ⁺ Cu	Cu ⁺ + e ⁻ → Cu	+0,520
I ₂ (Pt)	I ₂ + 2e ⁻ → 2I ⁻	+0,535
Fe ³⁺ , Fe ²⁺ Pt	Fe ³⁺ + e ⁻ → Fe ²⁺	+0,770
Hg ₂ ²⁺ Hg	Hg ₂ ²⁺ + 2e ⁻ → 2Hg	+0,788
Ag ⁺ Ag	Ag ⁺ + e ⁻ → Ag	+0,799
Hg ²⁺ Hg	Hg ²⁺ + 2e ⁻ → Hg	+0,854
Hg ²⁺ , Hg ₂ ²⁺ Pt	2Hg ²⁺ + 2e ⁻ → Hg ₂ ²⁺	+0,919
Br Br ₂ (Pt)	Br ₂ + 2e ⁻ → 2Br ⁻	+1,066
H ⁺ O ₂ (Pt)	O ₂ + 4H ⁺ + 4e ⁻ → 2H ₂ O	+1,229
Cr ₂ O ₇ ²⁻ , H ⁺ , Cr ³⁺ Pt	Cr ₂ O ₇ ²⁻ + 14 H ⁺ + 6e ⁻ → 2Cr ³⁺ + 7H ₂ O	+1,333
Cl ₂ Cl ₂ (Pt)	Cl ₂ + 2e ⁻ → 2Cl ⁻	+1,359
Au ³⁺ Au	Au ³⁺ + 3e ⁻ → Au	+1,497
MnO ₄ ⁻ , H ⁺ , Mn ²⁺ Pt	MnO ₄ ⁻ + 8H ⁺ + 5e ⁻ → Mn ²⁺ + 4H ₂ O	+1,507
Au ⁺ Au	Au ⁺ + e ⁻ → Au	+1,691
Pb ⁴⁺ , Pb ²⁺ Pt	Pb ⁴⁺ + 2e ⁻ → Pb ²⁺	+1,693
Co ³⁺ , Co ²⁺ Pt	Co ³⁺ + e ⁻ → Co ²⁺	+1,808
F ⁻ F ₂ (Pt)	F ₂ + 2e ⁻ → 2F ⁻	+2,865

Tabla 7. Potenciales estándar de reducción (25°C, [1M] , 1 atm)

Por lo tanto, los valores serian:

$$\varepsilon^{\circ}_{reducción} = -0.250 \text{ V}$$

$$\varepsilon^{\circ}_{oxidación} = 0.770 \text{ V}$$

El cálculo del potencial estándar quedaría de la siguiente forma:

$$\varepsilon^{\circ} = -0.250 - 0.770 = 0.52 \text{ V}$$

En la ecuación de Nerst se observa la variable n , la cual representa el número de electrones involucrados en la reacción, en nuestro caso este valor sería 3, uno del del hierro y dos en la del níquel, mostrados cada uno en sus reacciones por separado.

La última variable necesaria es Q , que es el cociente de reacción la cual se obtiene dividiendo la molaridad del oxidante sobre el que se reduce.

$$Q = \frac{M_{oxidación}}{M_{reducción}}$$

Para la molaridad primero se calculan los moles, que es el resultado de la división de la masa total del reactivo sobre su peso molecular.

$$n = \frac{m}{PM}$$

Una vez obtenido el número de moles, estos se dividen sobre los litros de la solución.

$$M = \frac{n}{V}$$

Debido a que para el cálculo de la molaridad es necesario la concentración del compuesto y en nuestra experimentación se usaron tres diferentes concentraciones de Hierro (150ppm, 300ppm y 450ppm), esto causa que se calculen tres diferentes valores de Q , y por lo tanto que se obtengan tres valores diferentes del potencial de energía.

10. RESULTADOS

En base al proceso experimental se obtuvieron los siguientes resultados.

Absorbancia

pH 8 a 150ppm de FeSO ₄			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.712	
	30	0.921	0.075
	60	1.253	0.074
2	0	0.639	
	30	0.871	0.222
	60	1.206	0.071
3	0	0.635	
	30	0.900	0.102
	60	1.225	0.054

Tabla 8. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de 150ppm.

pH 8 a 300ppm de FeSO ₄			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.627	
	30	0.971	0.086
	60	1.299	0.056
2	0	0.639	
	30	0.912	0.094
	60	1.176	0.055
3	0	0.507	
	30	0.803	0.076
	60	1.15	0.058

Tabla 9. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de ppm.

pH 8 a 450ppm de FeSO ₄			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.391	
	30	0.739	0.076
	60	1.077	0.064
2	0	0.44	
	30	0.746	0.075
	60	1.078	0.067
3	0	0.431	
	30	0.78	0.097
	60	1.13	0.075

Tabla 10. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de 450ppm.

pH 10 a 150ppm de FeSO4			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.745	
	30	0.987	0.055
	60	1.198	0.059
2	0	0.755	
	30	0.943	0.058
	60	1.17	0.058
3	0	0.748	
	30	0.687	0.066
	60	0.924	0.093

Tabla 11. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 150ppm.

pH 10 a 150ppm de FeSO4			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.744	
	30	1.033	0.15
	60	1.226	0.056
2	0	0.805	
	30	0.93	0.169
	60	0.953	0.061
3	0	0.798	
	30	0.975	0.056
	60	1.246	0.069

Tabla 12. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 300ppm.

pH 10 a 150ppm de FeSO4			
Corrida	Tiempo(min)	Todo(Abs)	Asentado
1	0	0.786	
	30	0.878	0.117
	60	0.953	0.057
2	0	0.8	
	30	0.878	0.067
	60	1.031	0.063
3	0	0.832	
	30	0.953	0.061
	60	1.12	0.07

Tabla 13. Resultados de absorbancia a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 450ppm.

Tablas de Remoción

Remoción pH8 a 150ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo(min)	x	R
1	30	0.00125	89.4662921

	60	0.00123333	89.6067416
2	30	0.0037	65.258216
	60	0.00118333	88.8888889
3	30	0.0017	83.9370079
	60	0.0009	91.496063

Tabla 14. Remoción a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de 150ppm.

Remoción pH8 a 300ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo(min)	x	R
1	30	0.00143333	86.2838915
	60	0.00093333	91.0685805
2	30	0.00156667	85.2895149
	60	0.00091667	91.3928013
3	30	0.00126667	85.0098619
	60	0.00096667	88.5601578

Tabla 15. Remoción a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de 300ppm.

Remoción pH8 a 450ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo(min)	x	R
1	30	0.00126667	80.5626598
	60	0.00106667	83.6317136
2	30	0.00125	82.9545455
	60	0.00111667	84.7727273
3	30	0.00161667	77.4941995
	60	0.00125	82.5986079

Tabla 16. Remoción a distintos tiempos con un pH 8 y concentración de 450ppm.

Remoción pH10 a 150ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo(min)	x	R
1	30	0.00091667	92.6174497
	60	0.00098333	92.0805369
2	30	0.00096667	92.3178808
	60	0.00096667	92.3178808
3	30	0.0011	91.1764706
	60	0.00155	87.5668449

Tabla 17. Remoción a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 150ppm.

Remoción pH10 a 300ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo	x	R
1	30	0.0025	79.8387097
	60	0.00093333	92.4731183
2	30	0.00281667	79.0062112
	60	0.00101667	92.4223602
3	30	0.00093333	92.9824561
	60	0.00115	91.3533835

Tabla 18. Remoción a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 300ppm.

Remoción pH10 a 450ppm de FeO4			
Corrida	Tiempo	x	R
1	30	0.00195	85.1145038
	60	0.00095	92.7480916
2	30	0.00111667	91.625
	60	0.00105	92.125
3	30	0.00101667	92.6682692
	60	0.00116667	91.5865385

Tabla 19. Remoción a distintos tiempos con un pH 10 y concentración de 450ppm.

Porcentaje de remoción con respecto al pH y la concentración del reactivo Fenton en los distintos métodos.

En las siguientes graficas se mostrarán los promedios del porcentaje de remoción obtenidos de la experimentación a distintas concentraciones del reactivo Fenton (150ppm, 300ppm y 450ppm) donde se compararan los distintos métodos de remoción (Fenton, Foto electro-Fenton y Dark electro-Fenton), así como también los distintos pH (8 y 10) y los tiempos que se tomaron las muestras (30 y 60 minutos). Estos valores de remoción se calcularon mediante la ecuación de la recta con los datos obtenidos al medir la absorbancia.

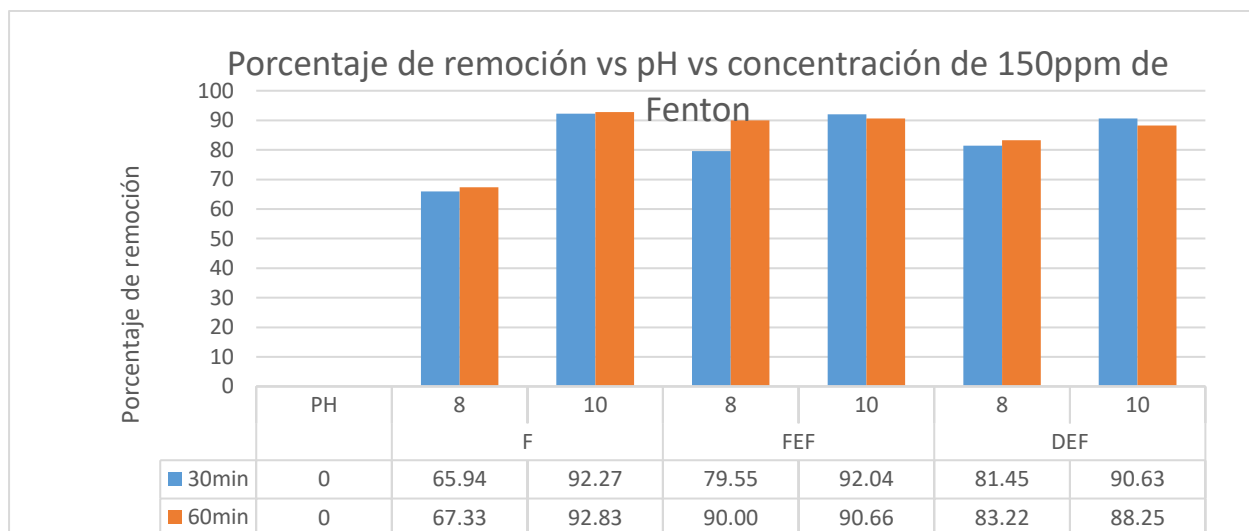


Tabla 20. Comparativa del porcentaje de remoción con respecto al pH y la concentración del reactivo Fenton a 150ppm en los distintos métodos de remoción.

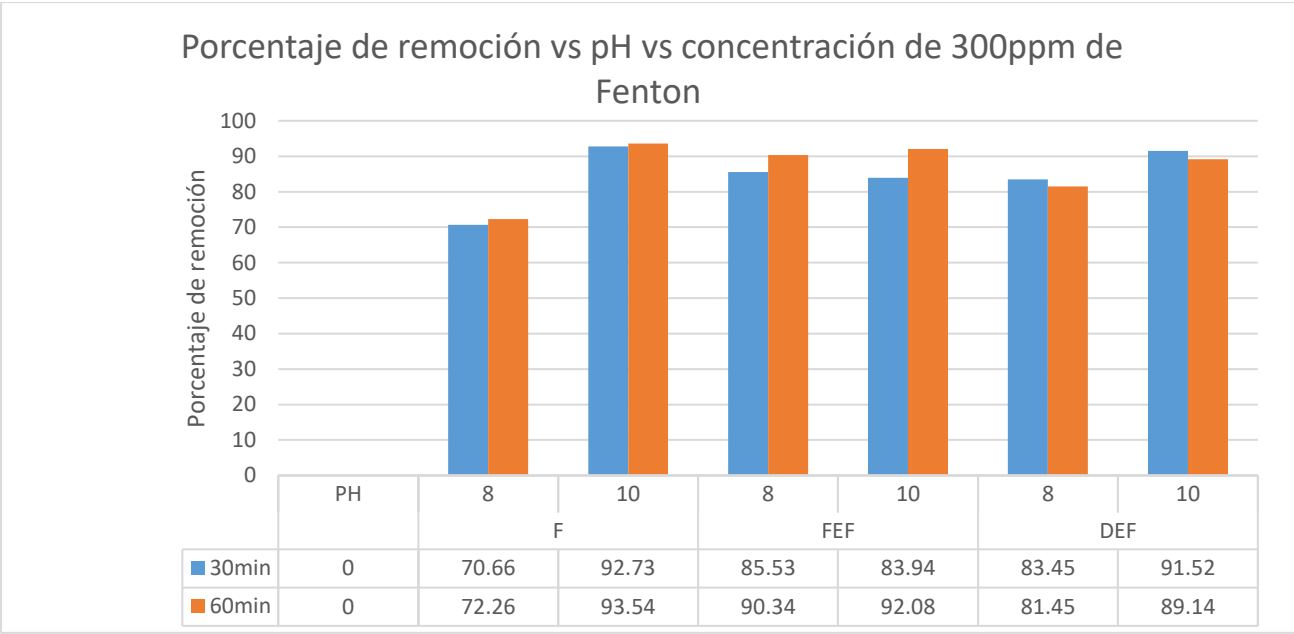


Tabla 21. Comparativa del porcentaje de remoción con respecto al pH y la concentración del reactivo Fenton a 300ppm en los distintos métodos de remoción.

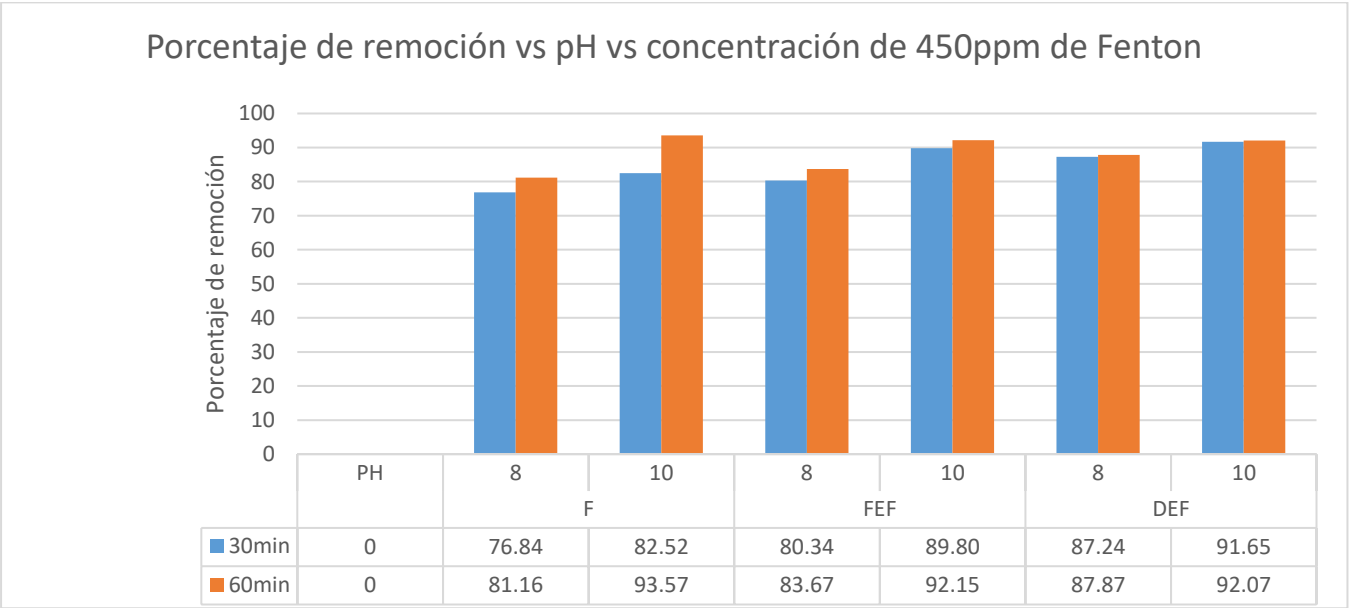


Tabla 22. Comparativa del porcentaje de remoción con respecto al pH y la concentración del reactivo Fenton a 450ppm en los distintos métodos de remoción.

Como se puede observar en la graficas la mayor remoción registrada fue 93.57%, esta se obtuvo con el método Fenton con un pH de 10 a los 30min y con una concentración de 450ppm del reactivo Fenton.

En todas las gráficas se logra apreciar que el método de Fenton es el que logra una mayor remoción de Níquel a comparación de los otros métodos. Por otro lado, en la comparativa del pH se observa que en todos los casos el pH de 10 muestra mejores resultados que el pH de 8. Por último, con respecto al tiempo, en los casos que la concentración de reactivo Fenton es de 150ppm y 300ppm la remoción varía entre los dos tiempos (30min y 60min), sin embargo, en el mayor de los casos y especialmente con una concentración de reactivo Fenton de 450ppm, los resultados son más favorables cuando el tiempo es de 60min.

Potencial electroquímico

Los resultados que se obtuvieron en los cálculos para el potencial de celda mediante la ecuación de Nernst fueron los siguientes:

Concentración (ppm)	150	300	450
Potencial (V)	0.546762	0.540821	0.537346

Tabla 23. Resultados de potencial electroquímico con respecto a la concentración de reactivo Fenton.

Como se puede apreciar en la tabla # la diferencia entre los valores del potencial no es muy grande lo cual representa que la concentración del reactivo Fenton no es un factor que influya para el potencial de reducción y por tanto tampoco en la remoción de Níquel. Por otra parte, este valor al ser positivo la reacción en el equilibrio se desplaza a los productos.

11. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se llevó a cabo la evaluación de las condiciones óptimas efectivas para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con níquel utilizando el reactivo fenton como agente coagulante. En el cual se evaluaron diferentes parámetros para la efectividad de reacción del reactivo, las cuales fueron: pH, concentración y tiempo, para que hicieran efectividad en la reacción del reactivo fenton como agente de reducción y coagulación a nivel laboratorio, hechos por métodos de precipitación química, haciendo prueba de dos métodos propuestos, fotoelectro-Fenton y darkelectro-fenton, para ver en cual se mostraron mejores resultados.

En los métodos experimentales propuestos, el FEF mostro resultados satisfactorios a pH 8 con una remoción máxima de 90.34% y una mínima de 85.53% en una concentración de 300 ppm. En el método DEF el resultado más significativo fue a pH 10 con una remoción máxima de 92.07% y una mínima de 91.65% en una concentración de 450 ppm.

Haciendo un análisis comparativo de los métodos de remoción, todos con un mismo voltaje de 17.5 V, se observó que el método Fenton arrojó los mejores resultados de remoción, sin embargo, no hay una gran diferencia en comparación al método Fotoelectro-Fenton. Con respecto al método de Darkelectro-Fenton, este mostro resultados bajos a concentraciones bajas en ambos casos de pH 8 y pH 10 a comparación de los demás métodos, por lo tanto, la privatización de la luz no es un factor que favorezca la remoción, por lo tanto, sería necesario realizar la remoción de níquel con reactivo fenton mediante el día al aire libre o bajo luz UV.

Con los resultados del potencial electroquímico se pueden concluir cosas importantes, primero que los tres resultados al ser positivos la reacción se desplaza hacia los productos y por ende se reduce, y segundo que los tres resultados no muestran una diferencia significativa esto quiere decir que al ser la concentración del Hierro el único factor que difiere para la obtención de los resultados, esta se podría considerar no muy importante, dando a entender que no se requieren grandes cantidades de Hierro para llevar a cabo la reacción.

Se concluye que la concentración no es un factor que afecte en los métodos, pero que a mayor tiempo de reacción y mayor pH hay resultados más satisfactorios.

12. COMPETENCIAS DESARROLLADAS Y/O APLICADAS

Esta práctica profesional permitió reafirmar los conocimientos adquiridos durante la carrera de ingeniería en Química. Y durante la estancia en la empresa Instituto Tecnológico de Veracruz en la realización del proyecto se utilizaron y desarrollaron las siguientes competencias.

Instrumentales

- Capacidad de análisis y síntesis.
- Capacidad de organizar y planificar.
- Conocimientos generales básicos.
- Conocimientos básicos de la carrera.
- Comunicación oral y escrita en su propia lengua.
- Habilidades básicas de manejo de la computadora.
- Habilidades de gestión de información (habilidad para buscar y analizar información proveniente de fuentes diversas).
- Solución de problemas.
- Toma de decisiones.

Interpersonales

- Capacidad crítica y autocrítica.
- Trabajo en equipo.
- Habilidades interpersonales.
- Capacidad de trabajar en equipo interdisciplinario.
- Capacidad de comunicarse con profesionales de otras áreas.
- Habilidad para trabajar en un ambiente laboral.
- Compromiso ético.

Competencias sistémicas

- Capacidad de aplicar los conocimientos en la práctica.
- Habilidades de investigación.
- Capacidad de aprender.
- Capacidad de adaptarse a nuevas situaciones.
- Capacidad de generar nuevas ideas (creatividad).
- Liderazgo.
- Habilidad para trabajar en forma autónoma.
- Capacidad para diseñar y gestionar proyectos.

13. REFERENCIAS

A

- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentasti, E., Sarzanini, C., & Petrella, F. (2002). Metales pesados en suelos agrícolas de Piamonte, Italia. Distribución, especiación y tratamiento de datos quimiométricos. *Chemosphere*.
- AERZEN. (s. f.). Los procesos básicos del tratamiento de las aguas residuales. AERZEN EXPECT PERFORMANCE. Recuperado 23 de mayo de 2022, de <https://www.aerzen.com/es-mx/aplicaciones/agua-y-tratamiento-de-aguas-residuales/asesoramiento-para-el-tratamiento-de-aguas-residuales/procesos-del-tratamiento-de-las-aguas-residuales.html#:~:text=El%20tratamiento%20qu%C3%ADmico%20en%20plantas,el%20desescarchado%20y%20la%20desmanganizaci%C3%B3n>.
- Agustina, T. E., Ang, H. M., & Vareek, V. K. (2005). A review of synergistic effect of photocatalysis and ozonation on wastewater treatment.
- Angelova, V., Ivanova, R., Delibaltova, V., & Ivanov, K. (2004). Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp).
- Arroyave, J. A., Builes, L. A., & Rodríguez, E. M. (2012). La gestión socio-ambiental y el recurso hídrico. *Journal of Engineering and technology*.

B

- Baig, U., Khatri, A., Ali, S., Sanbhal, N., Ishaque, F., & Junejo, N. (2021). Ultrasound-assisted dyeing of cotton fabric with natural dye extracted from marigold flower.
- Bes Monge, M. T. Silva, Bengoa, S. S. D. A. D. C. (s. f.). *Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales*. Red de Tratamiento y reciclaje de aguas industriales mediante soluciones sostenibles fundamentadas en procesos biológicos. (TRITÓN-316RT0506). Recuperado 26 de abril

de 2022, de

https://www.cytel.org/sites/default/files/manual_sobre_oxidaciones_avanzadas_0.pdf

- **Blanco Llorca, A. (18 de Junio de 2012). Procesos Electroquímicos de oxidación avanzada aplicados a la recuperación de agua contaminadas con el colorante azoico direct yellow 4. Obtenido de Diposit Digital:**

http://diposit.ub.edu/dspace/bitstream/2445/32177/1/masteraigua_1112_AlexandraBlanco.pdf

C

- Chakinala, A. G., Brilman, D. W., van Swaaij, W. P., & Kersten, S. R. (2010). Catalytic and non-catalytic supercritical water gasification of microalgae and glycerol.
- Chakinala, A. G., Gogate, P. R., Burgess, A. E., & Bremner, D. H. (2009). Industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation and heterogeneous advanced Fenton processing.
- Colón, G. F. (2009). La crisis del agua en América Latina. Revista Estudios Culturales.
- CONAGUA. 2010. Estadísticas del Agua en México, edición 2010.

D

- Deng, W., Hu, Q., Liu, T., Wang, X., Zhang, Y., Song, W., ... & George, C. (2017). Primary particulate emissions and secondary organic aerosol (SOA) formation from idling diesel vehicle exhaust in China.
- De la Peña Jorge Ducci, Zamora Plascencia., M. E. V. (2013, 25 mayo). Tratamiento de aguas residuales en México. Banco Interamericano de Desarrollo. Recuperado 6 de

mayo de 2022, de [https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2018/02/Tratamiento de aguas residuales en Mexico2013.pdf](https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2018/02/Tratamiento_de_aguas_residuales_en_Mexico2013.pdf)

- de Hidalgo, U. A. D. E., & Muñoz Herrerías, O. A. (s. f.). *Vista de Ecuación de la recta conociendo un punto y su pendiente*. ida Científica Boletín Científico de la Escuela Preparatoria No. 4. Recuperado 30 de junio de 2022, de <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/prepa4/article/view/5238/6662>
- Domènech, X., Litter, M. I., & Mansilla, H. D. (2004). Remoción de contaminantes metálicos. Remoción de contaminantes metálicos en: eliminación de contaminantes por fotocatálisis heterogénea.
- Durán-Moreno, A., García-González, S. A., Gutiérrez-Lara, M. R., Rigas, F., & Ramírez-Zamora, R. M. (2011). Assessment of Fenton's reagent and ozonation as pre-treatments for increasing the biodegradability of aqueous diethanolamine solutions from an oil refinery gas sweetening process.

E

- Environmental Protection Agency (EPA). 2001. A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-01-002. 2p.

F

- Fundes. (s. f.). Guía de Buenas Prácticas para el Sector Galvanotécnica. FUNDES : La red de soluciones empresariales. Recuperado 6 de mayo de 2022, de <https://justiciaambientalcolombia.org/wp-content/uploads/2012/09/guc3ada-buenas-prc3a1cticas-galvanotecnia.pdf>

G

- García, I. and Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos.
- Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.
- Ghosh, P., Samanta, A. N., & Ray, S. (2010). COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fenton's oxidation.
- Glynn Henery, J. (1989). Water pollution. In: Heinke, G.W., Glynn Henery, J. (Eds.), Environmental Science and Engineering.
- Gray, N.F., (1989). Biology of Wastewater Treatment. Oxford Univ. Press, Oxford.

- Guastalli, A; Parrilla, R; Llorens, J; Mata, J; (2004). Application of Electrodialysis on Recovering Phosphoric Acid From an Industrial Rinsewater.

H

- Harte, J., Holdren, C., Schneider, R., & Shirley, C. (1991). *Toxics A to Z: A Guide to Everyday Pollution Hazards*. Berkeley, California, Estados Unidos: University of California Press.
- Heidmann, I. y Calmano, W. (2008). Eliminación de Cr (VI) de aguas residuales modelo por electrocoagulación con electrodos de Fe. *Tecnología de separación y purificación*.
- Huisman, J., de Boer, H., & Goedegebuure, L. (2006). The perception of participation in executive governance structures in Dutch universities.

I

- *IBERO*. (s. f.). 7. Reacciones Redox. Recuperado 26 de julio de 2022, de <https://ibero.mx/campus/publicaciones/quimanal/pdf/7reaccionesredox.pdf>
- Ikehata, K., Gamal El-Din, M., & Snyder, S. A. (2008). Ozonation and advanced oxidation treatment of emerging organic pollutants in water and wastewater.

J

K

- Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. CRC press.
- Kallel, M., Belaid, C., Mechichi, T., Ksibi, M., & Elleuch, B. (2009). Removal of organic load and phenolic compounds from olive mill wastewater by Fenton oxidation with zero-valent iron.
- Karnib, A. (2014) 'A methodological approach for quantitative assessment of the effective
- Kavitha, V., & Palanivelu, K. (2004). The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol.

L

- Lucho-Constantino, C. A., Álvarez-Suárez, M., Beltrán-Hernández, R. I., Prieto-García, F., & Poggi-Varaldo, H. M. (2005). A multivariate analysis of the accumulation

and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater.

M

- Mahamuni, N. N., & Adewuyi, Y. G. (2010). Application of Taguchi method to investigate the effects of process parameters on the transesterification of soybean oil using high frequency ultrasound.
- Meas, Y., Ramirez, J. A., Villalon, M. A., & Chapman, T. W. (2010). Industrial wastewaters treated by electrocoagulation.
- Moeller Chávez, D. G. (s. f.). SISTEMAS INTEGRADOS DE TRATAMIENTO Y REÚSO, CASO MÉXICO. UAEM. Recuperado 28 de mayo de 2022, de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloI/2Sistemasdetratamientoyreuso.pdf>
- Morante, G. (2002) Electrocoagulación de aguas residuales.

N

- Nemerow, N. L. (1998). Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos (Vol. 3). Ediciones Díaz de santos.

Ñ

O

- Ovhal Sheetal, D., & Pragati, T. (2010). Kinetics of photocatalytic degradation of methylene blue in a TiO₂ slurry reactor.

P

- Peña García, A. (2007). Una perspectiva social de la problemática del agua. Investigaciones geográficas.
- Principales aplicaciones del alambre de acero inoxidable y aleaciones de níquel. (25 de Mayo de 2011). Obtenido de Quiminet: <https://www.quiminet.com/articulos/impresion/principales-aplicaciones-del-alambre-de-acero-inoxidable-y-aleaciones-de-niquel-57729.htm>
- Pignatello, J. J., Oliveros, E., & MacKay, A. (2006). Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry.
- PNH. (2018). Informe de avances y resultados 2018.

- Pokhrel, D., & Viraraghavan, T. (2004). Treatment of pulp and paper mill wastewater—a review.
- Poyatos, J. M., Muño, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E., & Osorio, F. (2010). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art. Water, Air, and Soil Pollution.

Q

R

- Resúmenes de salud pública - Níquel. (6 de Mayo de 2016). Obtenido de Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs15.html
- Reyes, R. (28 de Mayo de 2010). Níquel. Obtenido de RDNatural: <http://www.rdnatural.es/plantas-y-nutrientes-para-el-organismo/minerales/niquel/>
- Reynolds, K. 2002. El tratamiento de las aguas residuales en Latinoamérica. Identificación del problema.
- Rodríguez, E. M., Acero, J. L., Spoof, L., & Meriluoto, J. (2008). Oxidation of MC-LR and-RR with chlorine and potassium permanganate: toxicity of the reaction products.
- Rubio, D. I. C., Calderón, R. A. M., Gualtero, A. P., Acosta, D. R., & Sandoval, J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. Una revisión. Ingeniería y región, (13), 73-90.

S

- Sánchez, J., Beltran, J., Carmona, C., & Gibello, P. (2011). Absorbentes naturales a partir de taninos. Una propuesta de reutilización de residuos forestales para la purificación de aguas. Cuides, Universidad de Extremadura.
- Sanz, J.; Lombraña, J. I., y De Luis, A. (2013). Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. Afinidad LXX, 561: 25-33. <https://n9.cl/3hrea>

- Sarria, V. M., Parra, S., Rincón, Á. G., Pulgarín, C., & Torres, R. A. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida.
- Silva, S. H. 2006. La situación regional del saneamiento en América Latina. Organización Panamericana de la Salud.

T

- TAYLOR, J., & Wiesner, M. (2002). Calidad y tratamiento del agua. Manual de suministros de agua comunitaria. American water works asociation. Capítulo, 11.
- Torres Llerena, W. F., & Donoso Guerrero, F. A. (2022). <https://reciamuc.com/index.php/RECIAMUC/article/view/769>. RECIAMUC, 6(1), 40–50. [https://doi.org/10.26820/reciamuc/6.\(1\).enero.2022.40-50](https://doi.org/10.26820/reciamuc/6.(1).enero.2022.40-50)

U

- UNICEF. (2014, 22 octubre). Calidad del agua | Decenio Internacional para la Acción «El agua, fuente de vida» 2005–2015. NACIONES UNIDAS.
- <https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>

V

- Valdez, E., & Vázquez, A. (2003). Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales. Fundación Ica, AC México DF, México.
- Vargas Zavala, A. V. (2007). Electrogenación del reactivo Fenton para el tratamiento de aguas residuales. Obtenido de UNAM: <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/1703/vargaszavala.pdf?sequence=1>

W

- wastewater management: Lebanon as case study', Environmental Processes Journal.

X

Y

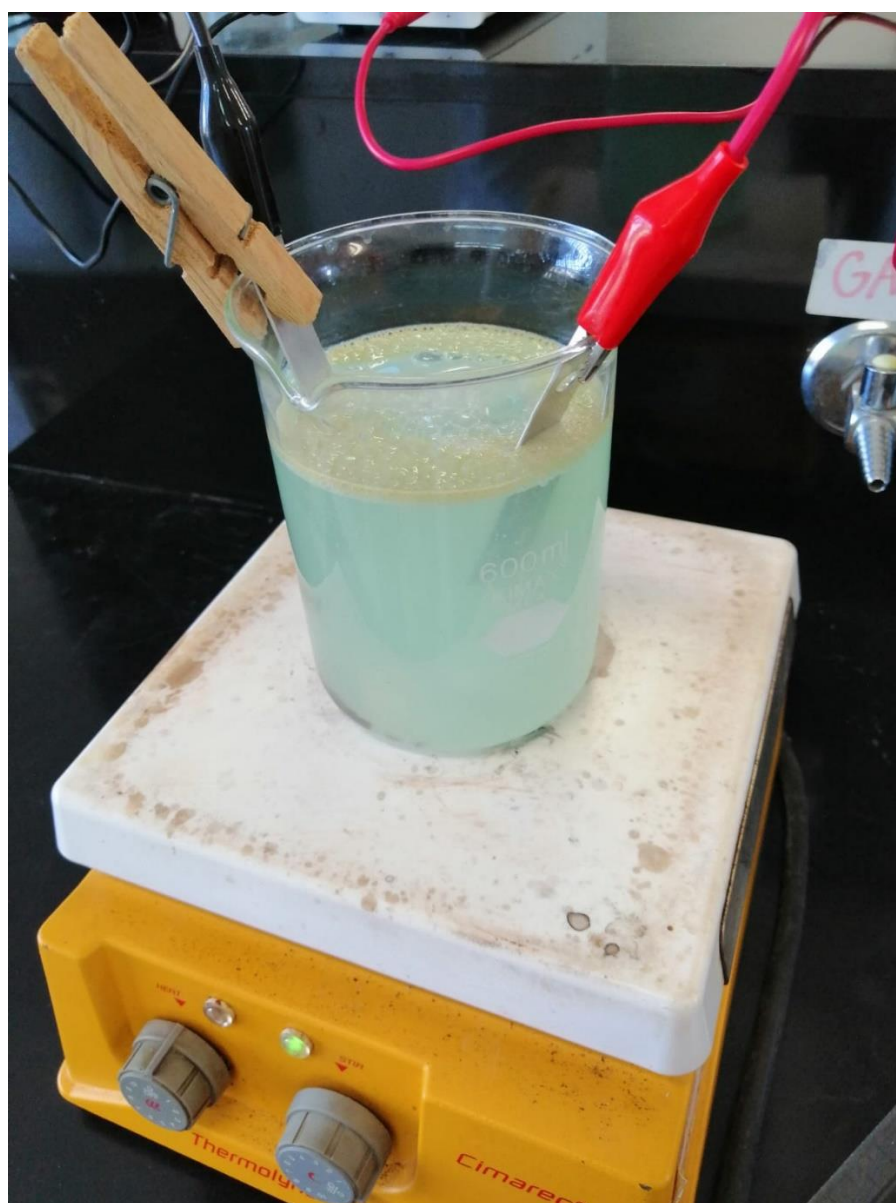
Z

- Zewail, T. M., & Yousef, N. S. (2015). Kinetic study of heavy metal ions removal by ion exchange in batch conical air spouted bed. Alexandria Engineering Journal.

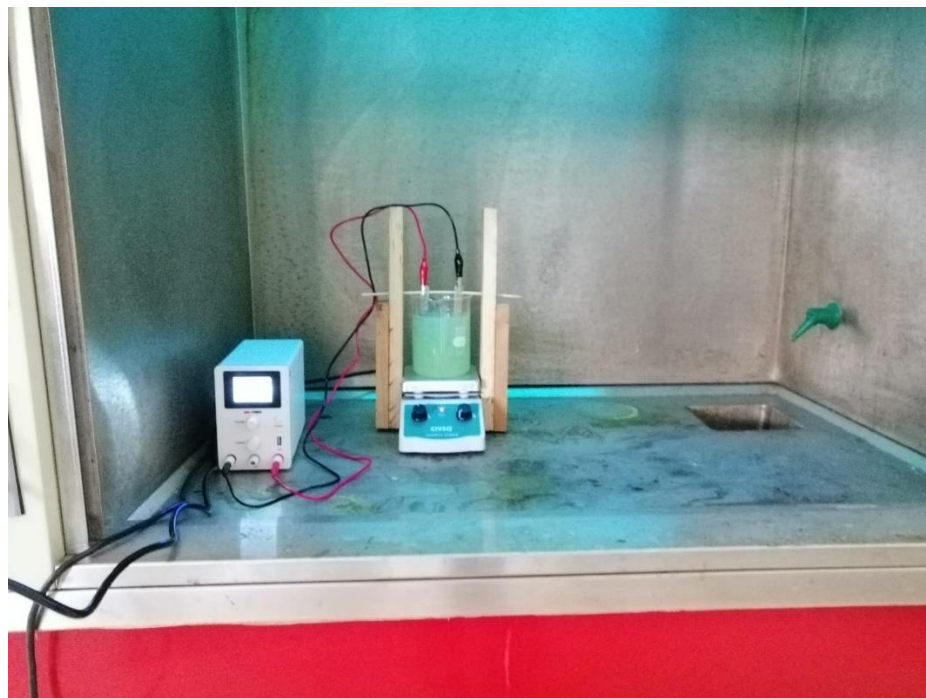
- Zhang, K., Gao, N., Deng, Y., Lin, T. F., Ma, Y., Li, L., & Sui, M. (2011). Degradation of bisphenol-A using ultrasonic irradiation assisted by low-concentration hydrogen peroxide.
- Zhu, W., Wang, L., Zhao, R., Ren, J., Lu, G., & Wang, Y. (2011). Electromagnetic and microwave-absorbing properties of magnetic nickel ferrite nanocrystals.
- Zodi, S., Potier, O., Lapique, F., & Leclerc, J. P. (2010). Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes.

14. ANEXOS

ANEXO 1: PROCESO FENTÓN, A PH 8.



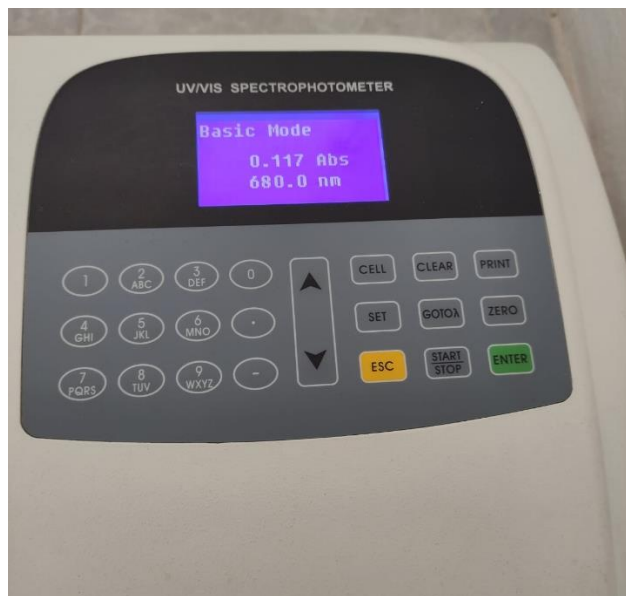
ANEXO 2: SISTEMA TRATAMIENTO FOTO-FENTON CON FUENTE DE VOLTAJE REGULABLE.



ANEXO 3: MUESTRA DE 60 PPM DE NIQUEL A PH 8.



ANEXO 4: ESPECTROFOTOMETRO MARCA METASH, CON LONGITUD DE ONDA EN MEDICIÓN A 680 NM, LEYENDO UNA MUESTRA.



ANEXO 5: MUESTRA EN SUCIO EN CELDA DE CUARZO, DEL SISTEMA ELECTRO-FENTÓN.



ANEXO 6: MUESTRA EN LIMPIO EN CELDA DE CUARZO, DEL SISTEMA ELECTRO-FENTÓN.

