



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Revisión sistemática sobre la aplicación de electrocoagulación
en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:

Palomino Santiago, Gian Pierre (ORCID: 0000-0002-2113-6199)

Ramos Torres, Chesly Mayte (ORCID: 0000-0002-1441-6723)

ASESOR:

Dr. Valdiviezo Gonzales, Lorgio Gilberto (ORCID: 0000-0002-8200-4640)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA - PERÚ

2021

Dedicatoria

A nuestros padres que con su amor y apoyo nos han permitido llegar a cumplir un sueño más como profesionales, a pesar de todas las adversidades que se presentan en la vida.

Agradecimiento

Expresar mi gratitud a Dios, quien con su bendición llena siempre mi vida y a toda mi familia por estar presentes; asimismo, a los maestros por brindarnos sus conocimientos y finalmente agradecer a nuestro asesor por su colaboración durante este proceso, quien con sus conocimientos, dirección y enseñanza permitió el desarrollo del trabajo.

Índice de contenidos

Carátula	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenidos	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de figuras.....	vi
Resumen	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA	23
3.1. Tipo y diseño de investigación	23
3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización apriorística	23
3.3. Escenario de estudio.....	23
3.4. Participantes	23
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	23
3.6. Procedimientos	24
3.7. Rigor científico	26
3.8. Método de análisis de la Información.....	26
3.9. Aspectos éticos.....	26
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
V. CONCLUSIONES.....	32
VI. RECOMENDACIONES	33
REFERENCIAS	34
ANEXOS	

Índice de tablas

Tabla 1. Antecedentes sobre la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.....	5
Tabla 2. Parámetros y concentraciones de efluentes lácteos.....	9
Tabla 3. Tipo de contaminantes y parámetros de operación evaluados	22
Tabla 4. Filtración de documentos	26
Tabla 5. Tipos de reactores de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.....	28
Tabla 6. Condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.....	30
Tabla 7. Parámetros de mayor influencia de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.....	31

Índice de figuras

Figura 1. Electrodo monopolar en conexiones paralelas.....	13
Figura 2. Electrodo monopolar en conexiones en serie	13
Figura 3. Electrodo bipolar en conexiones en serie	14
Figura 4. Celda de electrocoagulación.....	15
Figura 5. Sistema de electrocoagulación	16
Figura 6. Mecanismos de remoción	19
Figura 7. Filtración de documentos.....	25

Resumen

El objetivo de esta investigación es sistematizar la aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. Para ello se recopiló información de diferentes bases académicas como: Ebsco, Scopus y Ebsco Host, la búsqueda incluyó documentos en español e inglés como “electrocoagulation AND dairy industry”, obteniendo inicialmente 114 documentos. Seguidamente, se realizó la filtración de documentos excluyendo documentos repetitivos, antiguos y alejados del tema, obteniendo finalmente 17 documentos. Se identificó que los reactores batch son más utilizados que los reactores continuos; asimismo se determinó que las condiciones óptimas de los parámetros son a pH 4.5 – 9, voltaje entre 10 - 60 voltios, distancia entre electrodos entre 1 - 2 cm, densidades de corrientes eléctricas entre 2.4 - 98.9 A/m² en reactores batch y 150 – 600 A/m² en reactores continuos y tiempo de operación en 60 min; también se determinó que los parámetros de mayor influencia son el pH, densidad de corriente eléctrica, voltaje, tiempo de residencia hidráulica (reactor continuo) y tiempo de operación (reactor batch). Se recomienda realizar más investigaciones respecto al uso del hierro y acero como material de electrodos.

Palabras clave: electrocoagulación, aguas residuales, industria láctea.

Abstract

The objective of this research is to systematize the application of electrocoagulation in the treatment of wastewater from the dairy industry. For this purpose, information was collected from different academic databases such as: Ebsco, Scopus and Ebsco Host, the search included documents in Spanish and English as "electrocoagulation AND dairy industry", initially obtaining 114 documents. Afterwards, the documents were filtered, excluding repetitive, old and off-topic documents, finally obtaining 17 documents. It was identified that batch reactors are more used than continuous reactors; it was also determined that the optimal conditions of the parameters are at pH 4.5 - 9, voltage between 10 - 60 volts, distance between electrodes between 1 - 2 cm, electric current densities between 2.4 - 98.9 A/m² in batch reactors and 150 - 600 A/m² in continuous reactors and operation time in 60 min; it was also determined that the parameters of greatest influence are pH, electric current density, voltage, hydraulic residence time (continuous reactor) and operation time (batch reactor). Further research on the use of iron and steel as electrode material is recommended.

Keywords: electrocoagulation, wastewater, dairy industry.

I. INTRODUCCIÓN

La escasez del agua es uno de los mayores desafíos actuales y futuros que la humanidad enfrenta; de manera que, la tasa de consumo de agua continúa creciendo (Moussa et al. 2017). Hoy en día el acceso al agua potable es limitado, asimismo, la contaminación de las aguas puede afectar severamente los ecosistemas acuáticos y la disponibilidad de agua dulce (Hakizimana et al. 2017).

OEFA (2014) señala que el Perú, en el año 2012, generó un aproximado de 2 217 946 m³/día de aguas residuales (industriales, municipales y domésticas), donde solo el 32 % de estas recibe un tratamiento; mientras que, Lima genera 1 202 286 m³/día de aguas residuales donde sólo el 20.5 % se le da un tratamiento.

En el Perú existen tres grandes empresas lácteas que predominan en el mercado, entre ellas está Gloria, Laive y Nestlé (MINAGRI 2017). Según el resultado emitido por el SIEA, la producción de lácteos en el 2019 fue de 201,543 toneladas y para el 2020 fue 269,447 toneladas (MINAGRI 2020). Las industrias lácteas utilizan elevadas cantidades de agua para la producción de leche (Aitbara et al. 2014; López y Harnisth 2016). El agua lo utilizan para la limpieza, desinfección, calefacción, refrigeración y lavado de pisos (Sarkar et al. 2006). De manera que, para producir 1 litro de leche se utiliza de 5 a 10 litros de agua (Gaibor Chávez 2014), y se genera alrededor de 0.2 a 10 litros de efluentes (Vourch et al. 2008).

Las aguas residuales provenientes de la industria láctea presentan un alto contenido de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) (Silva Valente et al. 2012; Bazrafshan et al. 2013). Asimismo, también se encuentran sólidos y grasas en suspensión (Bazrafshan et al. 2013).

La carga contaminante presente en el agua va depender del producto elaborado; por lo que, en aguas provenientes del lavado encontramos residuos alcalinos y químicos (Herrera y Corpas 2013), que al no aplicarle un previo tratamiento contribuyen a la contaminación ambiental.

Es por ello, la necesidad de profundizar en tecnologías más eco amigables como la electrocoagulación, siendo un tratamiento que ha demostrado ser eficaz para la eliminación de contaminantes (Lee y Gagnon 2014). Esta tecnología tiene una amplia gama de aplicaciones que logran reducir eficazmente la presencia de varios contaminantes, desde metales pesados hasta contaminantes orgánicos (García-Segura et al. 2017).

Las principales ventajas de la electrocoagulación sobre la coagulación química, es la generación de coagulantes de manera in situ (Moussa et al. 2017); los costos de operación son más económicos (Brillas y Martínez-Huitile 2015); se genera menos lodos (Benazzi et al. 2016; Moussa et al. 2017); mientras que, en la coagulación química se utilizan aditivos químicos como sales metálicas (Moussa et al. 2017).

Por lo expuesto anteriormente, esta investigación se plasma en la revisión de artículos sobre la aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. Como problema general de esta investigación se plantea: ¿Cuál es la sistematización de la aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea?; asimismo los problemas específicos son: ¿Cuáles son los tipos de reactores de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea?, ¿Cuáles son las condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea? y ¿Cuáles son los parámetros de mayor influencia de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea?

Esta investigación se justifica por medio de la selección de información confiable y estructurada que sea recolectado en base a una revisión sistemática, ya que ello nos permite dilucidar un mejor panorama del estudio; de manera que, conlleva a profundizar a mayor detalle el funcionamiento del sistema de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.

Por último se tiene como objetivo general, Sistematizar la aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, como objetivos específicos tenemos: 1) Identificar los tipos de reactores de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea; 2) Determinar las condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea y 3) Determinar los parámetros de mayor influencia de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.

II. MARCO TEÓRICO

En la tabla 1 se observan los antecedentes que van a formar parte de nuestra investigación en base a trabajos que realizaron sobre la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, donde se puede observar los tipos de reactores, las condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados, los parámetros de mayor influencia y por último, en la mayoría de las investigaciones se ha logrado una buena remoción de ciertos contaminantes como la DBO, DQO, aceites y grasas, entre otros.

Tabla 1. Antecedentes sobre la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

Tipo de reactor/ Tipo de celda	Tipo de efluente/ Condiciones de operación/ Parámetros frecuentemente evaluados	Condiciones óptimas	Concentración inicial/Concentración final	% Remoción	Parámetros de mayor influencia	Autores
Batch/Cilíndrico	Real/ 500 ml/material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 2; de: 1 cm; arreglo de electrodos: monopolar; V: 0.01-30 V; I: 10A; fuente de alimentación: corriente alterna/ pH: 5.5-7.5-9.5; pc: 33.9-65.8-98.9 A/m ² ; t: 5-10-15min	pH: 9.5; pc: 98.9 A/m ² ; t: 15 min	DQO: 1044 mg/l Color Turbidez: 421 NTU; 0.8 NTU	93% 97% 99.8%	pH NR	Magaña-Irons et al. (2020)
Batch/Cilíndrico	Real/ material del electrodo: Fe-Fe; n°electrodos: 6; de: 1.5 cm; arreglo de electrodos: monopolar; fuente de alimentación: corriente alterna / pH: 4.5- 5 -6; I: 1-1.5-2 A; t: 30-45-60 min	pH: 4.5; I: 1.5 A; t: 60 min	DQO: (11.817 ± 1.228) mg/l Color: (14.900 ± 2.638) mg/l Turbidez: (1.347 ± 194) NTU	96.36% 94.9% 99.98%	pH pH NR	Lopes Geraldino et al. (2015)
Batch/Cilíndrico	Real/ material del electrodo: Al-Al / n°electrodos: 12/ n°placas: 6-12; V: 6-12 V; t: 30-60 min	N°placas: 12; V: 12 V; t: 60 min	DQO: 860.5 mg/l; 151.28 mg/l DBO: 420 mg/l; 28 mg/l Turbidez: 270 NTU; 13.45 NTU	82.42% 93.33% 95.02%	NR	(López y Harnisth 2016)

			SS: 24.3 mg/l; 5.64 mg/l	76.81%		
Batch/Rectangular	Real/ material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 8; arreglo de electrodos: monopolar; fuente de alimentación: corriente continua/ pH: 5-9; pc: 37-61.6 A/m ² ; de: 0.6-14 cm; t: 5-25 min	pH: 5; pc: 61.6 A/m ² ; de: 0.6 cm; t: 21 min	DQO: (2060-5249) mg/l Turbidez: (267-1000) NTU TSS:(1965-3723) mg/l VSS: (397-658) mg/l	57% 99% 92.5% 97%	NR	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
Continuo/Rectangular	Sintética/ Caudal: 1000 ml/ material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 4; pc:13.3 A/m ² ; pH: 6; fuente de alimentación: corriente continua/ V: 5-7.5-10 V; de: 1-2-3 cm; TRH: 30-60-90 min	V: 10V; de: 1 cm; TRH: 90 min	DQO: (2.200 ± 277) mg/l Color:(9.648 ± 573) mg/l Turbidez:(1.296 ±51) NTU TOC: (1,105 ± 73) mg/l	69.5% 94.1% 93.4% 65%	Voltaje y TRH	Benazzi et al. (2016)
Batch/Rectangular	Real/ 2000 ml/ material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 6; de: 2 cm; arreglo de electrodos: bipolar; pH: 7.24; fuente de alimentación: corriente continua/ V: 10-20-30-40-50- 60 V; t: 15 a 60 min	V: 60 V; t: 60 min	DQO: 6114.25 mg/l; 70.9 mg/l DBO: 2919.3 mg/l; 43.45 mg/l TSS: 734.43 mg/l; 16.53 mg/l	98.8% 98% 97.75%	NR	Bazrafshan et al. (2013)

Batch/Rectangular	Real/ 650 ml/ material del electrodo: Fe-Fe; n°electrodos: 4; de: 2.5 cm; arreglo de electrodos: bipolar; fuente de alimentación: corriente continua / pH: 3.5-10; pc: 3-18 A/m ² ; t: 1-2-6 min	pH: 7; pc: 6 A/m ² ; t: 1 min	DQO: 18300 mg/l; 366 mg/l Aceites y grasas: 4570 mg/l; 45.7 mg/l	98% 99%	NR	Şengil y Özacar (2006)
Batch/Cilíndrico	Real/ arreglo de electrodos: monopolar; fuente de alimentación: corriente continua/ material de electrodos comparados: St-St (acero inoxidable), Al-Al y Fe-Fe; pH: 7.4-7.5-7.7; V: 10-20-30 V; de: 2- 4- 6 cm; t: 0-120 min	Material del electrodo: Fe/Fe; V: 30 V; de: 2 cm; t: 120 min	DO: 1605 mg/l; 285mg/l	82%	NR	Ghahremani et al. (2012)
Continuo/Cilíndrico	Real/ Q:1000 ml/ material del electrodo: Fe-Fe; n°electrodos: 2; de: 1cm/ pc: 400-500-600 A/m ² ; pH: 3-5-7; TRH: 20-40-60 min	pc: 600 A/m ² ; pH: 5; TRH: 20 min	DQO: 15500 mg/l; 2112 mg/l	86.4%	pc, pH y TRH	Tezcan Un et al. (2014)
Continuo/Cilíndrico	Real/ Q:1000 ml/ material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 2; de: 1cm;	pc: 150 A/m ² ; pH: 7.03	DQO: 2300 mg/l; 184 mg/l	92%		Aitbara et al. (2014)

	arreglo de electrodos: monopolar; fuente de alimentación: corriente alterna/ ρ_c : 10-550 A/m ² ; pH: 2-10		Turbidez: 1037 NTU; 10 NTU	99%		
			Grasas: 500 mg/l; 15 mg/l	97%		NR
Batch/Cilíndrico	Real/ 1000 ml/ material del electrodo: Al-Al; n°electrodos: 2; de: 0.5 cm; pH: 6.55; fuente de alimentación: corriente continua/ ρ_c : 0.6-1.2-1.8- 2.4 A/m ² ; t: 6-9-15 min	ρ_c : 2.4 A/m ² ; t: 15 min	DQO: 3069 mg/l; 1442.53 mg/l	53%		
			Color	87.52%		NR
Batch/Cilíndrico	Real/ 1500 ml/ material del electrodo: Zn-Zn; n°electrodos: 4; de: 6 cm; arreglo de electrodos: monopolar; fuente de alimentación: corriente continua/ ρ_c : 27.3 - 139.4 A/m ² ; t: 10-90 min; pH: 3- 9	ρ_c : 82.6 A/m ² ; t: 10 min; pH: 3	DQO: 5046 mg/l; 2505 mg/l	50.4%		
			Turbidez: 2040 NTU; 3.2 NTU	99.8%	ρ_c , t y pH	(De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix 2020)
			TSS: 1060 mg/l; 277,3 mg/l	73.4%		NR

Nota: de: distancia entre electrodos; ρ_c : densidad de corriente eléctrica; Ce: Conductividad eléctrica; V: Voltaje; DQO: Demanda Química de Oxígeno; I: Intensidad de corriente eléctrica; t: Tiempo de operación; TRH: Tiempo de residencia hidráulica; Q: Caudal; SS: Sólidos Suspendidos; TSS: Sólidos Suspendidos Totales; VSS: Sólidos Suspendidos Volátiles; TOC: Carbono Orgánico Total; NR: No realizaron estadística. Fuente: Elaboración Propia.

Luego de observar los antecedentes, es importante mencionar las teorías relacionadas al tema como efluentes lácteos, electrocoagulación (tipos de reactores, componentes de una CE), mecanismos de electrocoagulación (reacciones electroquímicas, desestabilización de partículas, eliminación de contaminantes por flotación o sedimentación), eliminación de lodos y parámetros que influyen en la eficiencia del sistema de EC.

Los efluentes lácteos son ricos en nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio), y material orgánico (aceites y grasas, ácido láctico disuelto, entre otros) (Şengil y Özacar 2006). Como consecuencia los contaminantes presentes en este tipo de efluente son la leche diluida, lactosuero, sólidos en suspensión, materia orgánica, aceites y grasas, nitrógeno, fósforo, residuos de productos de limpieza y residuos de cloruro de sodio (Herrera y Corpas 2013; Şengil y Özacar 2006).

En la tabla 2, se puede observar los parámetros de efluentes lácteos tales como pH, demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, grasas, fósforos, entre otros; asimismo, se puede observar las concentraciones iniciales de cada parámetro; donde el pH puede ser ácido o básico y la demanda química de oxígeno es un parámetro que tiene altas concentraciones.

Tabla 2. Parámetros y concentraciones de efluentes lácteos

Parámetros	Unidades	Valores	Autores
pH	-	1-5.4	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		12.4	(Magaña-Irons et al. 2020)
		7.5	(Ghahremani et al. 2012)
Turbidez	NTU	268-438	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		421	Magaña-Irons et al. (2020)
		858	Kumari et al. (2019)
		1000	Aitbara et al. (2014)
Conductividad	mS/cm	11.76	Magaña-Irons et al. (2020)
		1.96-2.2	Ghahremani et al. (2012)
		2060-5249	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)

		1727.3-4786.2	Silva Valente et al. (2012)
Demanda química de oxígeno (DQO)		1044	Magaña-Irons et al. (2020)
		2300	Aitbara et al. (2014)
		2930	Kumari et al. 2019)
		1596-1506	Ghahremani et al. (2012)
Demanda biológica de oxígeno (DBO)	mg/l	1270	Aitbara et al. (2016)
		2475	Kumari et al. (2019)
		796-800	Ghahremani et al. (2012)
Sólidos totales (TS)	mg/l	1965-3723	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		1780-2512	Silva Valente et al. (2012)
Sólidos volátiles totales (TVS)	mg/l	1560-3434	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		1119.2-2370	Silva Valente et al. (2012)
Sólidos fijos totales (TFS)	mg/l	405-592	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		142-746.8	Silva Valente et al. (2012)
Sólidos disueltos totales (TDS)	mg/l	1521-3083	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		1262-2120	Silva Valente et al. (2012)
		1871	Ghahremani et al. (2012)
Sólidos disueltos volátiles (VDS)	mg/l	1198-2843	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		702-2093.3	Silva Valente et al. (2012)
Sólidos disueltos fijos (FDS)	mg/l	240-492	Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)
		26.7-560	Silva Valente et al. (2012)
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/l	444-758	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
		300-604	(Silva Valente et al. 2012)
Sólidos suspendidos volátiles (VSS)	mg/l	397-658	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
		205-417.2	(Silva Valente et al. 2012)
Sólidos suspendidos fijos (FSS)	mg/l	47-100	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
		68-186.8	(Silva Valente et al. 2012)
Sólidos sedimentables (SS)	mg/l	0.4-0.5	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
		0.1-1	(Silva Valente et al. 2012)
Fósforos	mg/l	36.3	Aitbara et al. (2014)

Nitrógeno total (TN)	mg/l	0.759	Kumari et al. (2019)
Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	0.1	(Ghahremani et al. 2012)
Grasas	mg/l	500	Aitbara et al. (2016)
Temperatura	°C	13	(Ghahremani et al. 2012)

Fuente: Elaboración Propia

El no aplicar un tratamiento para reducir los contaminantes de los efluentes lácteos, es uno de los problemas que afecta al medio ambiente, ya que estos al permanecer mucho tiempo en la naturaleza provocan olores fétidos; de tal manera que, el agua receptora se convierte en criadero de moscas y mosquitos que portan enfermedades (dengue y fiebre amarilla), asimismo, la concentración de desechos lácteos es tóxico para peces y algas (Raghunath et al. 2016).

Hoy en día, con respecto a las tecnologías electroquímicas usadas en el tratamiento de aguas residuales, han ido avanzando numerosas investigaciones, una de ellas es la electrocoagulación, siendo su principio básico la electrólisis, que significa separar sustancias utilizando electricidad (Sahu, Mazumdar y Chaudhari 2014); en otras palabras, se basa en desestabilizar las cargas de los contaminantes presentes en el agua, aplicando una corriente eléctrica que permite la eliminación de los contaminantes. La electrocoagulación consiste en la generación de coagulantes in situ por oxidación del ánodo, aplicando una corriente eléctrica conectada hacia los electrodos (Aitbara et al. 2014; Bazrafshan et al. 2013; Benazzi et al. 2016; Hakizimana et al. 2017). Generalmente en la celda de electrocoagulación ocurren tres procesos principales: 1) reacciones electrolíticas en los electrodos, 2) formación de coagulantes permitiendo la desestabilización de contaminantes y 3) adsorción de contaminantes para la eliminación por sedimentación o flotación (Ghahremani et al. 2012).

Existen diferentes reactores que son utilizados en este tipo de tratamiento, entre ellos tenemos a los reactores tipo batch y continuo; asimismo existe gran diferencia entre ambos reactores; el reactor batch utiliza volúmenes determinados de agua residual, son de bajo costo, son más simples (Holt, Barton y Mitchell 2005; Restrepo, Arango y Garcés 2006; Morales Posada y Acosta Niño 2010) y operan

en condiciones de estado cambiante con el tiempo (Holt, Barton y Mitchell 2005); mientras que el reactor continuo utiliza volúmenes continuos de agua residual, son de mayor costo y operan en condiciones de estado estacionario (Holt, Barton y Mitchell 2005).

Con respecto, a la disposición de electrodos puede estar compuesta por un ánodo y un cátodo o muchos ánodos y cátodos, la compleja disposición de electrodos se pueden clasificar en electrodos monopolares o bipolares (Hakizimana et al. 2017).

La figura 1 y 2, es un arreglo monopolar donde cada electrodo de sacrificio está conectado internamente y no tiene interconexiones con los electrodos externos; de manera que, la corriente eléctrica se divide entre todos los electrodos, en relación a la resistencia de cada una de las celdas; asimismo, los electrodos monopolares con celdas en serie son similares a una celda con muchos electrodos e interconexiones; por lo que, se requiere de una caja de resistencia para regular el flujo de corriente y un multímetro; para que fluya una mayor diferencia de potencial para una corriente dada, ya que las celdas conectadas en serie tienen mayor resistencia; en la cual, la misma corriente lo realizaría pero fluye a través de todos los electrodos (Mollah et al. 2004).

En la figura 3, el sistema comprende dos electrodos conectados a la fuente de alimentación eléctrica y los electrodos de sacrificio colocado entre los dos electrodos externos; de manera que, los electrodos externos son monopolares y los internos son bipolares; debido a que, no se encuentran interconectados y cada uno de sus lados, actúa simultáneamente como ánodo y cátodo, por lo que significa que los lados opuestos de cada electrodo bipolar tienen carga opuesta; asimismo, la disolución anódica tiene lugar en el lado positivo, mientras que el lado negativo es propenso a reacciones catódicas (Hakizimana et al. 2017).

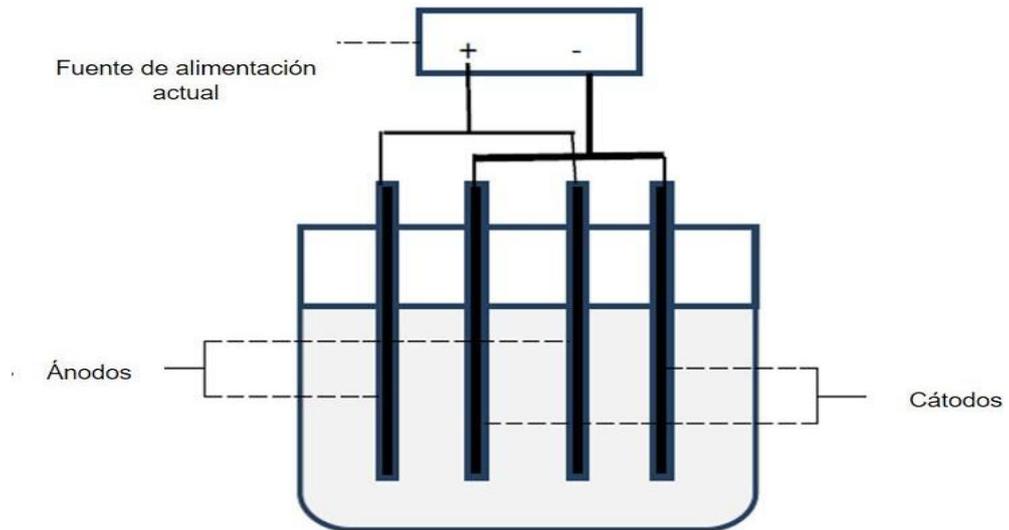


Figura 1. Electrodo monopolar en conexiones paralelas

Fuente: Hakizimana et al. 2017

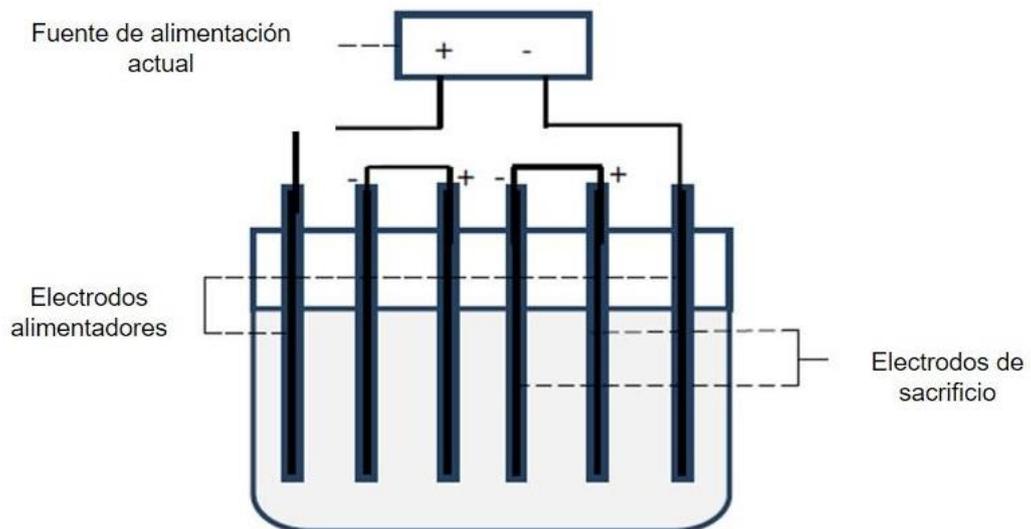


Figura 2. Electrodo monopolar en conexiones en serie

Fuente: Hakizimana et al. 2017

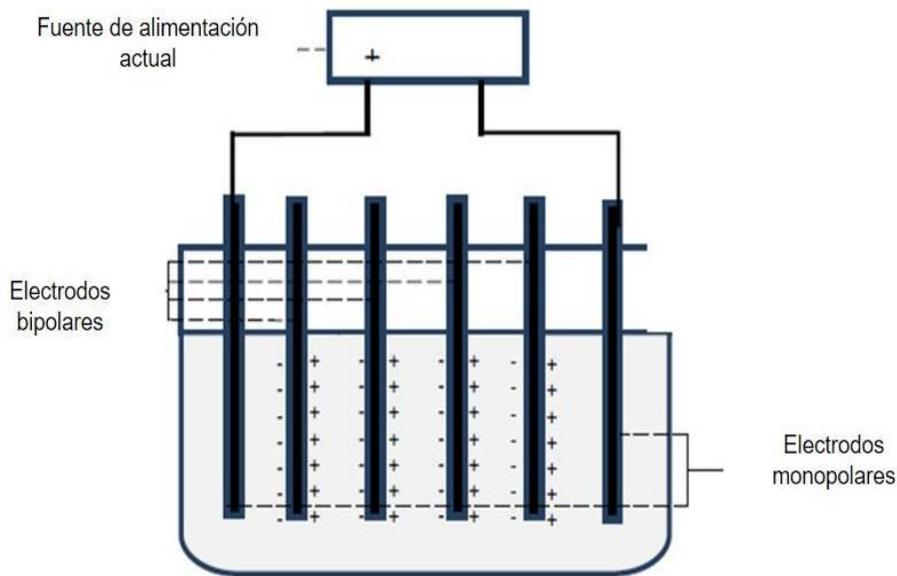


Figura 3. Electrodo bipolar en conexiones en serie

Fuente: Hakizimana et al. 2017

Respecto a los componentes de la celda de electrocoagulación, el sistema consiste en una celda electrolítica, que consta de un ánodo y un cátodo, el material de los electrodos varía de acuerdo al sistema utilizado ya que pueden ser hierro, aluminio, cobre, acero, o aleaciones de aluminio y hierro; siendo los electrodos de hierro y aluminio los metales más usados ya que son eficaces, baratos y no son tóxicos (Khandegar y Saroha 2013; Moussa et al. 2017).

En la figura 4 se observa una celda de electrocoagulación que está conformada por una fuente de alimentación, electrodos (ánodo y cátodo), un recipiente y el agua contaminante, donde el ánodo se somete al proceso de oxidación y el cátodo al proceso de reducción (Reilly et al. 2019).

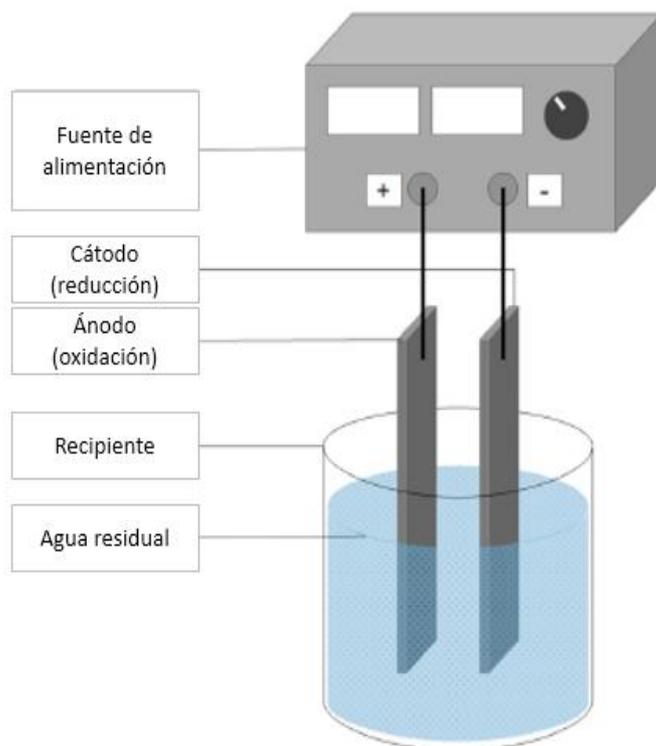


Figura 4. Celda de electrocoagulación

Fuente: Reilly et al. 2019

La ecuación (1), nos muestra la Ley de Faraday que nos sirve para determinar la cantidad de masa que se desprende de los electrodos, llevados a cabo en los procesos electrolíticos (Dolati et al. 2017; Reilly et al. 2019). De manera que, al generarse una mayor cantidad de iones disueltos en el agua, se logra realizar una coagulación más rápida, lo que conlleva, a una mayor producción de flóculos, permitiendo remover una mayor cantidad de contaminantes (Lee y Gagnon 2014; Mollah et al. 2004; Moussa et al. 2017).

$$m = \frac{I \cdot t \cdot M}{Z \cdot F} \quad (1)$$

Donde:

m = masa del catión generada (gr)

I = intensidad de corriente (A)

t = tiempo (s)

M= masa molecular del metal (gr/mol)

Z = número de electrones por átomo de metal

F = constante de Faraday (96485 Coulomb/mol)

Respecto a los mecanismos de la electrocoagulación, se dan diferentes reacciones producidas en la celda de electrocoagulación, estas reacciones se dan de la siguiente manera: En el ánodo el metal se oxida en cationes y en el cátodo el agua se reduce en gas hidrógeno y aniones hidroxilos (Hakizimana et al. 2017); de manera que, al reaccionar el catión con el anión se da la formación de cationes hidratados, que pueden ser el hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$, hidróxido de hierro (II) $\text{Fe}(\text{OH})_2$ e hidróxido de hierro (III) $\text{Fe}(\text{OH})_3$, tal como se muestra en la figura 5.

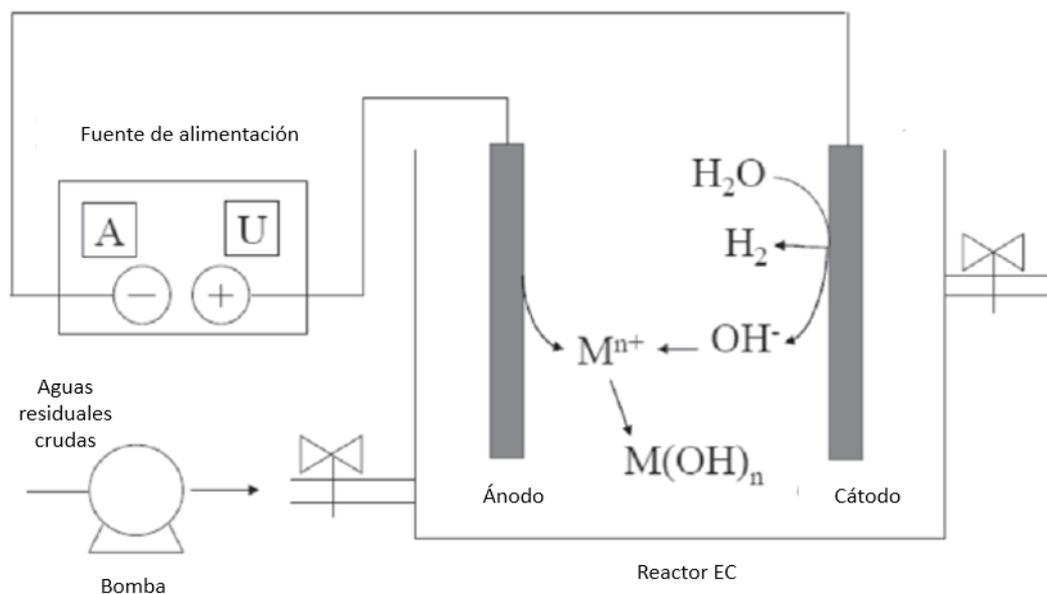
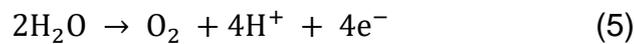
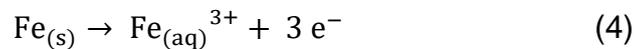
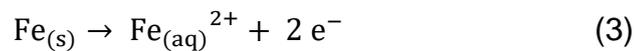
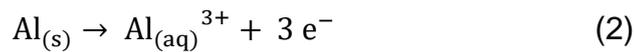


Figura 5. Sistema de electrocoagulación

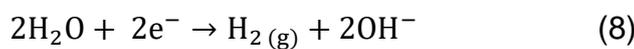
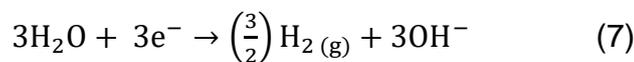
Fuente: Zhu et al. 2020

A continuación, se presentan las reacciones generadas en el ánodo (2-6); utilizando electrodo de aluminio (2), en este proceso se da la oxidación del metal, debido a la

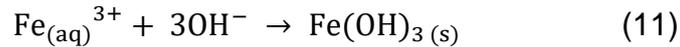
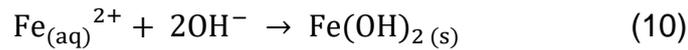
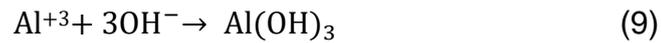
inducción de corriente eléctrica por medio de la fuente de voltaje, hacia la placa del electrodo que se encuentra sumergida en el agua; de manera que, el Al se oxida y pierde 3 electrones, formándose así el catión Al^{3+} (Bazrafshan et al. 2013; Benazzi et al. 2016; Kumari et al. 2019; Reilly et al. 2019; Zhu et al. 2020). Sin embargo, utilizando electrodo de hierro (3 y 4) se forma catión $\text{Fe}_{(\text{aq})}^{2+}$ o $\text{Fe}_{(\text{aq})}^{3+}$ (Khandegar y Saroha 2013; Reilly et al. 2019; Şengil y Özacar 2006). En la ecuación (5) el agua puede oxidarse para generar catión hidronio y gas oxígeno; y la ecuación (6) se genera en presencia de aniones cloruro (Cl^-) para formar Cl_2 (Bazrafshan et al. 2013; Hakizimana et al. 2017; Reilly et al. 2019; Şengil y Özacar 2006).



Las reacciones generadas en el cátodo (7 y 8) se da utilizando hierro o aluminio, en este proceso ocurre la reducción del agua obteniéndose así la liberación de burbujas de $\text{H}_{2(\text{g})}$ y aniones hidroxilo (Bazrafshan et al. 2013; Benazzi et al. 2016; Kumari et al. 2019; Reilly et al. 2019; Şengil y Özacar 2006).



La formación del coagulante depende del material del electrodo (9-11), para electrodos de aluminio (9) se da la oxidación electrolítica entre el catión Al^{3+} y el anión hidroxilo OH^- , logrando así la formación del hidróxido de aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Zhu et al. 2011). Para electrodos de hierro se da la formación de hidróxido de hierro (II) $\text{Fe}(\text{OH})_{2(\text{s})}$ e hidróxido de hierro (III) $\text{Fe}(\text{OH})_{3(\text{s})}$ (Eskibalci y Ozkan 2018; Khandegar y Saroha 2013; Şengil y Özacar 2006).



Se pueden formar especies monoméricas y poliméricas, para el caso del aluminio se forman: $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{-}$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, estas especies se convierten en hidróxido de aluminio amorfo con una gran superficie (Bazrafshan et al. 2013; Mollah et al. 2004; Sardari et al. 2018). Para el hierro se forman: $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^{+}$ (Mollah et al. 2004; Şengil y Özacar 2006).

Los iones metálicos se encargan de desestabilizar las cargas que poseen los contaminantes del agua residual, cuando las cargas se han neutralizado los sistemas que mantienen a la partícula en suspensión desaparece, permitiendo la formación de agregados e iniciando el proceso de coagulación (Restrepo, Arango y Garcés 2006), el mecanismo de eliminación de contaminantes se puede dar por flotación o sedimentación, los autores detallan cómo estas reacciones formadas en la CE interactúan con los contaminantes presentes en el agua, según Hakizimana et al (2017) mencionaron que la liberación de las burbujas de gas en la celda de electrocoagulación ayuda en el proceso de tratamiento proporcionando flotabilidad de algunos contaminantes coagulados, lo que hace que floten hasta la superficie, permitiendo así una tecnología de bajo costo para eliminar los sólidos coagulados y permitir la recuperación del agua limpia (Aitbara et al. 2014; Khandegar y Saroha 2013).

En la figura 6, en (a) se puede observar que las especies de aluminio que se han formado continúan el proceso de coagulación, mientras que en la figura (b) las especies de aluminio en solución aglomeran especies orgánicas como sólidos suspendidos, lo cual conduce al desarrollo de flóculos de baja densidad, y finalmente en la figura (c) los flóculos de baja densidad son conducidos a la superficie por las burbujas de hidrógeno que son producidos en el cátodo, a medida que estos flóculos se acumulan en la superficie, se agregan, densifican y se hunden hasta el fondo (Sardari et al. 2018).

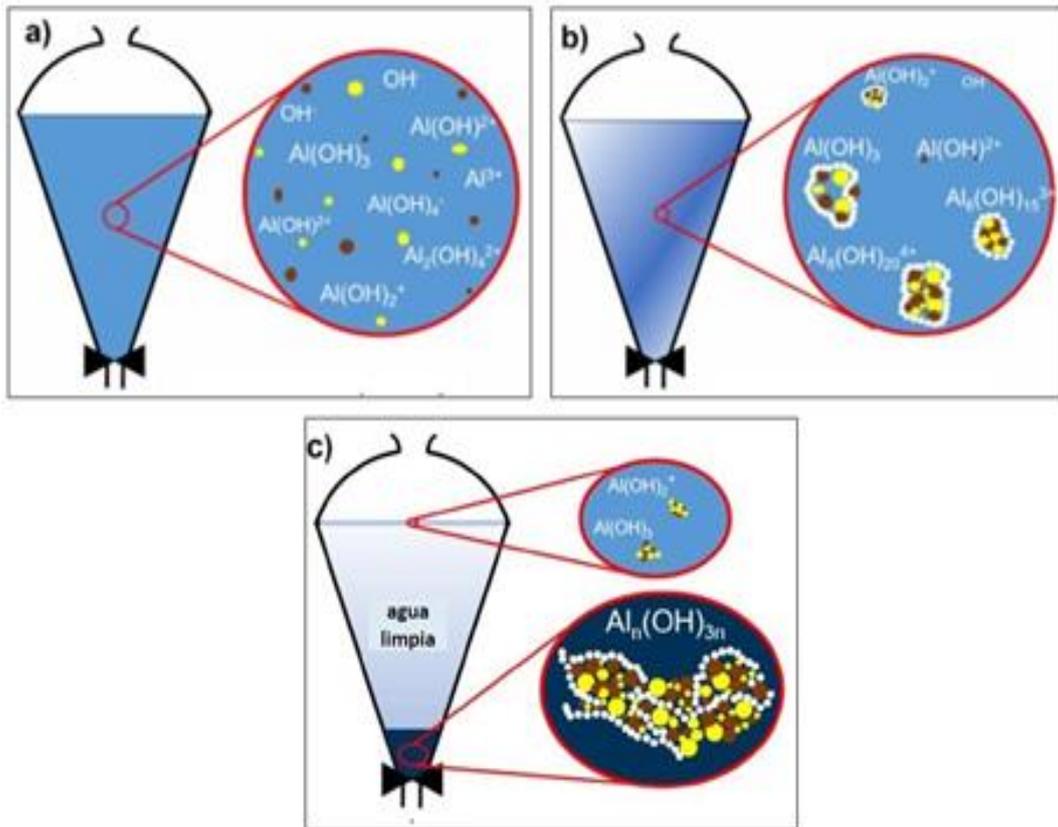


Figura 6. Mecanismos de remoción

Fuente: Sardari et al. 2018

Respecto a los lodos generados en el proceso de EC existen varias formas de eliminarlos. Según Hakizimana et al (2017) mencionaron que los principales mecanismos de eliminación de lodos son: in situ (electro flotación y sedimentación) y por proceso de aguas abajo (filtración, centrifugación y flotación por aire disuelto). Asimismo, el lodo se puede vaporizar para convertir este residuo en un recurso energético o material de construcción (Sahu, Mazumdar y Chaudhari 2014).

La eficiencia del sistema de electrocoagulación depende de ciertos parámetros como el pH, densidad de corriente, tiempo de tratamiento, distancia entre los electrodos, entre otros (Khandegar y Saroha 2013; Vepsäläinen y Sillanpää 2020). Asimismo, los valores eficientes se encuentran en la tabla 3.

El pH, tiene un efecto en la conductividad, disolución de electrodos y los cationes e hidróxidos de aluminio o hierro, logrando la desestabilización de los coloides

(Vepsäläinen y Sillanpää 2020). Este parámetro es muy importante a tener en cuenta para poder llevar a cabo un adecuado funcionamiento en el proceso de adsorción y coagulación, por medio de la interacción de sus cargas específicas y los contaminantes (Hakizimana et al. 2017). Asimismo, el pH puede aumentarse en aguas residuales ácidas, debido al efecto de la generación de los hidrógenos generados en el cátodo, mientras que en aguas residuales alcalinas puede decrecer (Chen, Chen y Yue 2000; Chen 2004; Restrepo, Arango y Garcés 2006).

La densidad de corriente es el único parámetro que se puede controlar directamente, este parámetro determina la dosis del coagulante como la generación de burbujas, es por ello que la cantidad de metal disuelto depende de la cantidad de electricidad que pasa a través de la solución electrolítica (Elazzouzi, Haboubi y Elyoubi 2017; Sahu, Mazumdar y Chaudhari 2014). Con un aumento de la densidad de corriente (aumento de voltaje), se genera una mayor cantidad de hidróxidos que van a permitir desestabilizar una mayor cantidad de contaminantes, favoreciendo el proceso de la coagulación (Benazzi et al. 2016). La densidad de las burbujas aumenta y su tamaño disminuye con el aumento de la densidad de corriente, favoreciendo que las partículas contaminantes asciendan; caso contrario, al disminuir la densidad de corriente se produce burbujas de baja densidad favoreciendo la sedimentación (Restrepo, Arango y Garcés 2006). La mayoría de las burbujas producidas en electrocoagulación son inferiores a 100 mm (Chen, Chen y Yue 2000).

El tiempo de operación es proporcional a la cantidad de coagulantes producidos en el sistema EC y otras reacciones que tiene lugar en el sistema; es decir, el tiempo permite disolver mayor cantidad de iones presentes en el agua residual y este incrementa en la formación de los flóculos (Vepsäläinen y Sillanpää 2020). De la misma manera, para un tiempo de electrólisis mayor, se logra aumentar la generación de flóculos, generando así un incremento en la eficiencia de remoción de contaminantes (Khandegar y Saroha 2013; Karichappan, Venkatachalam y Jeganathan 2014)

El material del electrodo define las reacciones electroquímicas que se van a dar en la celda de electrocoagulación, el aluminio se disuelve como Al (III) mientras que en la disolución del hierro hay controversias puesto que se puede disolver como Fe (II) o Fe (III), la selección óptima del material depende del tipo de contaminantes que se van a eliminar; asimismo el aluminio tiende a ser más costoso que el hierro (Vepsäläinen y Sillanpää 2020). Por otro lado, Linares-Hernández et al (2009) mencionaron que al utilizar el hierro como ánodo se va a lograr una mayor remoción de contaminantes a un periodo de corto tiempo, en comparación con el aluminio; mientras que para Khandegar y Saroha (2013) nos mencionan que utilizando el aluminio como ánodo se obtienen mayor remoción de contaminantes. Siendo los metales iónicos Al^{+3} y Fe^{+3} , los que permiten mayor velocidad de electrodisolución, logrando mejorar la coagulación de los contaminantes, asimismo son accesibles y de bajo costo (García-Segura et al. 2017).

La distancia entre electrodos al ser menores, conduce a reducir el consumo de energía y voltaje aplicado, lo que permite mejorar la eficiencia en el proceso (Hakizimana et al. 2017). Asimismo, existe una relación directamente proporcional entre la resistividad de los contaminantes y la distancia entre electrodos, debido a ello se genera una mayor eficiencia en la coagulación, cuando la distancia entre el ánodo y cátodo es más corta (Dolati et al. 2017). De manera que, al tener una menor distancia entre las placas de los electrodos conlleva a tener menor resistencia, lo que facilita la rápida formación de flóculos, esto a su vez se ve influenciado por tener una mayor área de los electrodos en contacto con dicha solución (Zhu et al. 2011).

La conductividad de la solución es un parámetro muy importante en el proceso de electrólisis, ya que la eficiencia de eliminación del contaminante y el costo operativo están directamente relacionados con la conductividad de la solución. Cuanto mayor es la conductividad, menor es el consumo de energía de electrocoagulación, la conductividad de la solución se mejora agregando aniones en forma de sales como NaCl (Khandegar y Saroha 2013). Se encontró que la presencia de iones de cloro contribuye efectivamente a la desinfección del agua, de manera que, se debe de considerar alrededor del 20% las cantidades de Cl^{-} (ión cloro) añadidos en el

proceso de electrocoagulación (Chen 2004). La conductividad más alta acelera la producción de coagulante, aumenta la eficiencia de eliminación de materia orgánica y reduce el consumo de energía debido al uso de voltajes más bajos (Benazzi et al. 2016).

Tabla 3. Tipo de contaminantes y parámetros de operación evaluados

Contaminantes	Parámetros evaluados	Valores	Autores
Demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, turbidez, color, sólidos suspendidos totales	pH	6 y 7	Benazzi et al. (2016) (Şengil y Özacar 2006)
		cercanos a 7	(Restrepo, Arango y Garcés 2006); Holt, Barton y Mitchell (2005); Chen (2004)
		7.24	Bazrafshan et al. (2013)
	Tiempo	Máximo de 60 min	Lee y Gagnon (2014)
		60 min	Lopes Geraldino et al. (2015) (López y Harnisth 2016) (Bazrafshan et al. 2013)
		inferiores a 25 A/m ²	Chen (2004)
	Densidad de corriente eléctrica	13.3 A/m ²	Benazzi et al. (2016)
		82.6 A/m ²	(De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix 2020)
		Material del electrodo	Hierro
	Aluminio		(Khandegar y Saroha 2013)
	Distancia entre electrodos	0.6 cm	(Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015)
		1 cm	(Benazzi et al. 2016)
2cm		(Ghahremani et al. 2012)	

Fuente: Elaboración Propia

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Esta investigación es de tipo básica, ya que se encarga de la recopilación de información, basados en el análisis de los datos, que permitan de esta manera desarrollar paulatinamente las preguntas (Hernández Sampieri, Fernández Collado y Baptista Lucio 2014).

El diseño de la investigación es no experimental, ya que hace referencia a investigaciones en las que no se manipula deliberadamente las variables, pues solo se optará en observar la problemática en su aspecto natural para luego analizarlas (Hernández Sampieri, Fernández Collado y Baptista Lucio 2014).

3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización apriorística

A continuación, se presenta la matriz de categorización apriorística incluyendo las categorías y subcategorías con respecto al tema de estudio, en la cual se presenta en el anexo I.

3.3. Escenario de estudio

En esta investigación no cuenta con un escenario de estudio específico, ya que es una revisión sistemática.

3.4. Participantes

Los participantes en esta investigación están conformados por artículos de revistas indexadas, libros y tesis, mediante el cual fueron extraídos de base de datos como: Scopus, Ebsco y Ebsco Host; los cuales se utilizaron para brindarnos la información necesaria en esta investigación.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica aplicada en esta investigación fue el análisis documental, ya que requiere de poder realizar una búsqueda especializada de diversas fuentes, seleccionando y organizando la información necesaria que nos puedan brindar respuesta a las preguntas propuestas de un tema determinado (Bermeo Yaffar, Hernández Mosqueda y Tobón Tobón 2016).

El instrumento del trabajo de investigación es la ficha de recolección de datos que es mostrada en el anexo II, la cual incluye la siguiente información: Tipo de reactor de la electrocoagulación (tipo de efluente, volumen de agua residual, tipo de celda, arreglo de electrodos, fuente de alimentación, material de electrodos, n° electrodos); condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados (pH, densidad de corriente eléctrica, voltaje, distancia entre electrodos, tiempo); parámetros de mayor influencia (pH, densidad de corriente eléctrica, tiempo, distancia entre electrodos, material del electrodo, conductividad eléctrica); y remoción de contaminantes (contaminantes removidos, concentración inicial, porcentaje de remoción).

3.6. Procedimientos

Para el desarrollo del presente trabajo, se llevó a cabo una búsqueda científica en la base de datos debido a la posibilidad de acceso a estas. Para llevar a cabo la búsqueda, se utilizaron criterios de inclusión como: 1. Idioma: español e inglés; 2. Los términos de búsqueda se realizaron tanto en el título, resumen y palabra clave; 3. Se utilizaron palabras claves como se muestra en la figura 7, obteniendo inicialmente 114 documentos.

Posteriormente se procedió a filtrar los documentos encontrados en la base de datos con la finalidad de escoger y seleccionar la información de mayor interés, utilizando criterios de exclusión referente a documentos repetitivos entre las bases de datos, artículos que se alejaban del tema de investigación como: Treatment of Dairy Industry Cleaning-in-Place Wastewater by Electrocoagulation Supported with Immersed Membrane Process, A Portable Active Photovoltaic Solar Energy System in Treating Wastewaters by Electrocoagulation; Addition of hydrogen peroxide in electrocoagulation of dairy liquids; asimismo también se excluyeron artículos antiguos, obteniendo finalmente 17 documentos.

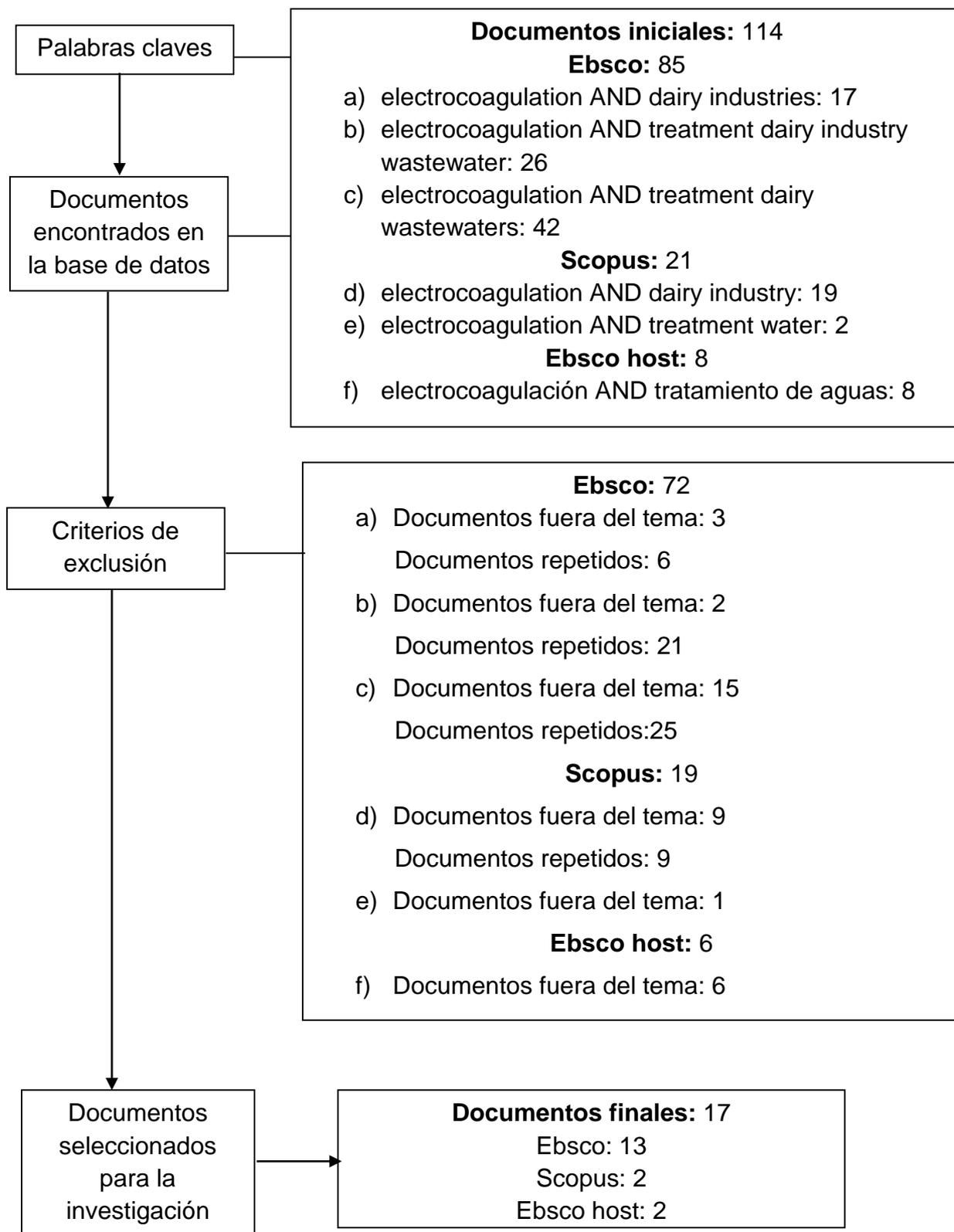


Figura 7. Filtración de documentos

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4. Filtración de documentos

Base de datos	Número de documentos	Idioma	Tipo de documento
Ebsco	11	Inglés	Artículos
	2	Español	
Scopus	2	Inglés	Artículos
Ebsco Host	2	Español	Artículos

Fuente: Elaboración Propia

3.7. Rigor científico

La presente investigación cuenta con rigor científico ya que cumple con criterios básicos enfocados en la validez, plasmando una interpretación correcta en la redacción de los resultados (Rivas 2006); asimismo, con ello se refleja la credibilidad que hace referencia a cómo los resultados de la investigación son verdaderos, de manera que aumenta la probabilidad de que los datos hallados sean creíbles; la auditabilidad o confirmabilidad consiste en poder recolectar la información de diferentes fuentes confiables, de tal manera que, permita ser una guía para encaminar la investigación y finalmente la transferibilidad consiste en poder tomar como base la información redactada de las diferentes fuentes confiables y poder plasmarlos en nuevas investigaciones, que se encaminen en una misma perspectiva de estudio (Parra Domínguez y Rodríguez Briceño 2013).

3.8. Método de análisis de la Información

Se realizará organizando la información de manera estructurada en función al análisis de los objetivos (Ferreyro y Longhi 2014); por medio de las categorías, que nos van a permitir dilucidar un mejor panorama del estudio, logrando poder plasmar la información de manera clara y coherente.

3.9. Aspectos éticos

La presente investigación que lleva como título Revisión sistemática sobre la aplicación de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, se ha desarrollado con información veraz y confiable, ya que los

medios en la cual obtuvimos dicha información proceden de fuentes confiables, la investigación se ha plasmados de manera correcta en la redacción, se ha respetado la autenticidad de los autores involucrados en dicha investigación y se ha respetado la norma internacional ISO 690 garantizando la originalidad de la tesis.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Tipos de reactores de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

En la tabla 5 se observa que los tipos de reactores de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son el reactor batch y continuo. Dentro de ellos el reactor más utilizado es de tipo batch (75% equivalente a 9 revisiones), esto se explica ya que este reactor utiliza volúmenes determinados de agua residual, son de bajo costo, son más simples (Holt, Barton y Mitchell 2005; Restrepo, Arango y Garcés 2006; Morales Posada y Acosta Niño 2010) y operan en condiciones de estado cambiante con el tiempo (Holt, Barton y Mitchell 2005); mientras que el reactor continuo (25% equivalente a 3 revisiones), utiliza volúmenes continuos de agua residual, son de mayor costo y operan en condiciones de estado estacionario (Holt, Barton y Mitchell 2005).

Tabla 5. Tipos de reactores de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

Tipos de reactores	Autores
Bach	Magaña-Irons et al. (2020); De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix (2020); Lopes Geraldino et al. (2015); López y Harnisth (2016); Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015); Bazrafshan et al. (2013); Şengil y Özacar (2006); Ghahremani et al. (2012); Chakchouk et al. (2017)
Continuo	Aitbara et al. (2014); Benazzi et al. (2016); Tezcan Un et al. (2014)

Fuente: Elaboración Propia

4.2. Condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

En la tabla 6 se observa que los parámetros frecuentemente evaluados de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son el pH, voltaje, distancia entre electrodos, densidad de corriente eléctrica y tiempo de operación. Asimismo, las condiciones óptimas de dichos parámetros nos mencionan que en el rango de pH 4.5 – 9 se obtienen la mayor remoción de los

contaminantes estudiados (Benazzi et al. 2016; Bazrafshan et al. 2013; Şengil y Özacar 2006; Ghahremani et al. 2012; Aitbara et al. 2014), ya que los iones de Al^{+3} se convierten en $Al(OH)_3$ y este actúa como un coagulante, mejorándose el proceso de coagulación. Sin embargo, a pH inferior a 4 y superior a 10 se producen los iones residuales de Al^{+3} , que afectan la eficiencia en el sistema de EC (Benazzi et al. 2016).

Para el voltaje, la mayoría de investigaciones reportan que a voltajes entre 10 - 60 voltios se obtienen la mayor remoción de los contaminantes (Ghahremani et al. 2012; Bazrafshan et al. 2013; López y Harnisth 2016; Benazzi et al. 2016), ya que al aumentar el voltaje se genera una mayor cantidad de iones (Al o Fe) disueltos en el agua, existiendo mayor formación de hidróxidos, acelerando el proceso de coagulación y desestabilización de los contaminantes, permitiendo de esta manera aumentar la remoción de los contaminantes (Benazzi et al. 2016). Sin embargo, un exceso de voltaje conlleva a obtener un alto consumo de energía y costo, la cual disminuye la eficiencia en el sistema de EC (Bazrafshan et al. 2013).

Para la distancia entre electrodos, la mayoría de investigaciones reportan que a una distancia entre electrodos entre 1 - 2 cm se obtienen la mayor remoción de los contaminantes (Ghahremani et al. 2012; Benazzi et al. 2016; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015), debido a que tener una menor distancia entre electrodos, permite disolver con mayor facilidad los iones (Al o Fe) en el agua, favoreciendo al proceso de coagulación; asimismo, la resistencia de las placas de los electrodos es menor, logrando una rápida formación de flóculos, reduciendo el consumo de energía y voltaje aplicado, permitiendo mejorar la eficiencia en el proceso. De forma contraria, al aumentar la distancia entre electrodos conlleva a tener una mayor resistencia las placas de los electrodos en el medio acuoso, perjudicando la rápida disolución de los iones (Al o Fe) en el agua, lo cual dificulta la remoción de los contaminantes (Modirshahla, Behnajady y Kooshaiian 2007).

Para la densidad de corriente eléctrica, la mayoría de investigaciones reportan que a densidades de corrientes eléctricas entre 2.4 - 98.9 A/m^2 en reactores batch y 150 - 600 A/m^2 en reactores continuos se obtiene la mayor remoción de los

contaminantes (Şengil y Özacar 2006; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015; Chakchouk et al. 2017; De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix 2020; Magaña-Irons et al. 2020); con un aumento de la densidad de corriente (aumento de voltaje), se genera una mayor cantidad de hidróxidos para la eliminación de los contaminantes (Benazzi et al. 2016; Ghahremani et al. 2012), la densidad de las burbujas aumenta y su tamaño disminuye con el aumento de la densidad de corriente, favoreciendo que las partículas contaminantes asciendan; caso contrario, al disminuir la densidad de corriente se produce burbujas de baja densidad favoreciendo la sedimentación (Bazrafshan et al. 2013; Ghahremani et al. 2012). Sin embargo, al tener un exceso de corriente la cantidad de metal oxidado aumenta, lo que genera una mayor cantidad de precipitado para la eliminación de contaminantes (Bazrafshan et al. 2013).

Para el tiempo de operación, la mayoría de investigaciones reportan que a un tiempo de 60 min se obtiene la mayor remoción de contaminantes (Bazrafshan et al. 2013; Lopes Geraldino et al. 2015; López y Harnisth 2016); con el aumento del tiempo de operación, el consumo de energía como el de los electrodos aumentan, por lo que el tiempo es un parámetro muy importante a considerar, ya que afecta la rentabilidad del proceso (Tir y Moulai-Mostefa 2008). Sin embargo, a medida que se incrementa el tiempo la tasa de eliminación de contaminantes aumenta (Bazrafshan et al. 2013).

Tabla 6. Condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

Parámetros frecuentemente evaluados	Condiciones óptimas	Autores
pH	4.5 - 9	Benazzi et al. (2016); Bazrafshan et al. (2013); Şengil y Özacar (2006); Ghahremani et al. (2012); Aitbara et al. (2014)
Voltaje	10 - 60 V	Ghahremani et al. (2012); Bazrafshan et al. (2013); López y Harnisth (2016); Benazzi et al. (2016)
Distancia entre electrodos	1 - 2 cm	Ghahremani et al. (2012); Benazzi et al. (2016); Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015)

Densidad de corriente eléctrica	2.4 - 98.9 A/m ²	Şengil y Özacar (2006); Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira (2015); Chakchouk et al. (2017); De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix (2020); Magaña-Irons et al. (2020)
	150 - 600 A/m ²	(Aitbara et al. 2014; Tezcan Un et al. 2014)
Tiempo de operación	60 min	Bazrafshan et al. (2013); Lopes Geraldino et al. (2015); López y Harnisth (2016)

Fuente: Elaboración Propia

4.3. Parámetros de mayor influencia de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

En la tabla 7 se observa que de los 12 artículos revisados sólo 5 tienen un análisis estadístico; de aquellos que hicieron análisis estadístico se encontraron que tanto en los reactores batch como en los reactores continuos, los parámetros de mayor influencia de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son el pH, densidad de corriente eléctrica, voltaje, tiempo de residencia hidráulica (reactor continuo) y tiempo de operación (reactor batch). Asimismo, la influencia de estos parámetros depende del tipo de contaminante removido ya sea para la DQO, color, turbidez y TOC.

Tabla 7. Parámetros de mayor influencia de la EC en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea

Parámetros de mayor influencia	Contaminantes	Estadística	Autores
pH	DQO y color	ANOVA	Lopes Geraldino et al. (2015)
V y TRH	DQO, color, turbidez y TOC	ANOVA	Benazzi et al. (2016)
pH, ρ_c y TRH	DQO	ANOVA	Tezcan Un et al. (2014)
pH, ρ_c y t	DQO y turbidez	ANOVA	De Freitas Silva Valente, Mendonça y Félix (2020)
pH	DQO y color	2^{k-1} (Diagrama de Pareto)	Magaña-Irons et al. (2020)

Nota: EC: Electrocoagulación; DQO: Demanda Química de Oxígeno; ρ_c : Densidad de corriente eléctrica; V: Voltaje; TRH: Tiempo de residencia hidráulica; t: tiempo de operación; TOC: Carbono orgánico total. Fuente: Elaboración propia.

V. CONCLUSIONES

1. Se identificó que los tipos de reactores de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son el reactor batch (75%) y continuo (25%). La mayor aplicación del reactor batch se explica ya que utiliza volúmenes fijos de agua residual, son de bajo costo, son más simples; asimismo operan en condiciones de estado cambiante con el tiempo. Mientras, el reactor continuo utiliza volúmenes continuos de agua residual, son de mayor costo y operan en condiciones de estado estacionario.
2. Se determinó que las condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son a pH 4.5 – 9, voltaje entre 10 - 60 voltios, distancia entre electrodos entre 1 - 2 cm, densidades de corrientes eléctricas entre 2.4 - 98.9 A/m² en reactores batch y 150 - 600 A/m² en reactores continuos y tiempo de operación en 60 min, permiten obtener la mayor remoción de los contaminantes.
3. Se determinó que los parámetros de mayor influencia de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea son el pH, densidad de corriente eléctrica, voltaje, tiempo de residencia hidráulica (reactor continuo) y tiempo de operación (reactor batch). Asimismo, la herramienta estadística que utilizaron fue el ANOVA y el Diagrama de Pareto.

VI. RECOMENDACIONES

1. Se recomienda llevar a cabo mayores investigaciones que puedan integrar tratamientos complementarios al proceso de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.
2. Realizar más investigaciones respecto al uso del hierro y acero como material de electrodos, a fin de determinar su influencia en el proceso de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.
3. Realizar mayores investigaciones en reactores continuos en el proceso de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.

REFERENCIAS

- AITBARA, A., CHERIFI, M., HAZOURLI, S. y LECLERC, J.P., 2014. Continuous treatment of industrial dairy effluent by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, no. 8, pp. 3395-3404. ISSN 19443986. DOI 10.1080/19443994.2014.989411.
- BAZRAFSHAN, E., MOEIN, H., KORD MOSTAFAPOUR, F. y NAKHAIE, S., 2013. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. *Journal of Chemistry*, vol. 2013, pp. 1-8. ISSN 20909063. DOI 10.1155/2013/640139.
- BENAZZI, T.L., DI LUCCIO, M., DALLAGO, R.M., STEFFENS, J., MORES, R., DO NASCIMENTO, M.S., KREBS, J. y CENI, G., 2016. Continuous flow electrocoagulation in the treatment of wastewater from dairy industries. *Water Science and Technology*, vol. 73, no. 6, pp. 1418-1425. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2015.620.
- BERMEO YAFFAR, F., HERNÁNDEZ MOSQUEDA, J.S. y TOBÓN TOBÓN, S., 2016. Análisis documental de la v heurística mediante la cartografía conceptual. *Ra Ximhai*, pp. 103-122. ISSN 1665-0441. DOI 10.35197/rx.12.01.e3.2016.05.fb.
- BRILLAS, E. y MARTÍNEZ-HUITLE, C.A., 2015. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review. *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 166-167, pp. 603-643. ISSN 09263373. DOI 10.1016/j.apcatb.2014.11.016.
- CHAKCHOUK, I., ELLOUMI, N., BELAID, C., MSEDDEI, S., CHAARI, L. y KALLEL, M., 2017. A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol. 34, no. 1, pp. 109-117. ISSN 01046632. DOI 10.1590/0104-6632.20170341s20150040.

- CHEN, G., 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, vol. 38, no. 1, pp. 11-41. ISSN 13835866. DOI 10.1016/j.seppur.2003.10.006.
- CHEN, G., CHEN, X. y YUE, P.L., 2000. Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 126, no. September, pp. 858-863. DOI 10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:9(858).
- DE FREITAS SILVA VALENTE, G., MENDONÇA, R.C.S. y FÉLIX, L.B., 2020. Electrocoagulation using zinc electrodes for dairy industry wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, vol. 206, pp. 58-65. ISSN 19443986. DOI 10.5004/dwt.2020.26294.
- DOLATI, M., AGHAPOUR, A.A., KHORSANDI, H. y KARIMZADE, S., 2017. Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 5, no. 5, pp. 5150-5156. ISSN 22133437. DOI 10.1016/j.jece.2017.09.055.
- ELAZZOUI, M., HABOUBI, K. y ELYOUBI, M.S., 2017. Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. *Chemical Engineering Research and Design*, vol. 117, pp. 614-626. ISSN 02638762. DOI 10.1016/j.cherd.2016.11.011.
- ESKIBALCI, M.F. y OZKAN, M.F., 2018. Comparison of conventional coagulation and electrocoagulation methods for dewatering of coal preparation plant. *Minerals Engineering*, vol. 122, no. March, pp. 106-112. ISSN 08926875. DOI 10.1016/j.mineng.2018.03.035.
- FERREYRO, A. y LONGHI, A., 2014. Metodología de la investigación. Córdoba, Argentina: Encuentro Grupo Editor. ISBN 9789871432660. Disponible en: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=e000xww&AN=847674&lang=es&site=ehost-live>

- GAIBOR CHÁVEZ, J.A., 2014. Caracterización del Agua Residual generada en la Planta de Lácteos el Salinerito-Parroquia Salina-Cantón Guaranda para el diseño de una planta de tratamiento. *Revista de Investigación Talentos*, vol. 1, no. 1, pp. 10-17.
- GARCIA-SEGURA, S., EIBAND, M.M.S.G., DE MELO, J.V. y MARTÍNEZ-HUITLE, C.A., 2017. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, vol. 801, pp. 267-299. ISSN 15726657. DOI 10.1016/j.jelechem.2017.07.047.
- GHAHREMANI, H., BAGHERI, S., HASSANI, S.M. y KHOSHCHEHREH, M.R., 2012. Treatment of dairy industry wastewater using an electrocoagulation process. *Advances in Environmental Biology*, vol. 6, no. 7, pp. 1897-1901. ISSN 19950756.
- HAKIZIMANA, J.N., GOURICH, B., CHAFI, M., STIRIBA, Y., VIAL, C., DROGUI, P. y NAJA, J., 2017. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, vol. 404, pp. 1-21. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2016.10.011.
- HERNÁNDEZ SAMPIERI, R., FERNÁNDEZ COLLADO, C. y BAPTISTA LUCIO, P., 2014. *Metodología de la Investigación*. sexta edic. México: s.n. ISBN 9781456223960.
- HERRERA, O. y CORPAS, E., 2013. Reducción de la contaminación en agua residual industrial láctea utilizando microorganismos benéficos. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, vol. 11, no. 1, pp. 57-67. ISSN 1909-9959.
- HOLT, P.K., BARTON, G.W. y MITCHELL, C.A., 2005. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, vol. 59, no. 3, pp. 355-367. ISSN 00456535. DOI

10.1016/j.chemosphere.2004.10.023.

KARICHAPPAN, T., VENKATACHALAM, S. y JEGANATHAN, P.M., 2014. Optimization of electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, vol. 12, no. 1, pp. 1-8. ISSN 2052336X. DOI 10.1186/2052-336X-12-29.

KHANDEGAR, V. y SAROHA, A.K., 2013. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 128, pp. 949-963. ISSN 03014797. DOI 10.1016/j.jenvman.2013.06.043.

KUMARI, P., PRAKASH KUSHWAHA, J., SANGAL, V.K. y SINGH, N., 2019. Dairy wastewater treatment in continuous stirred tank electrochemical reactor (CSTER): Parametric optimization and kinetics. *Environmental Engineering and Management Journal*, vol. 18, no. 6, pp. 1219-1230. ISSN 18433707. DOI 10.30638/eemj.2019.117.

LEE, S.Y. y GAGNON, G.A., 2014. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Reviews*, vol. 22, no. 4, pp. 421-429. ISSN 11818700. DOI 10.1139/er-2014-0009

LINARES-HERNÁNDEZ, I., BARRERA-DÍAZ, C., ROA-MORALES, G., BILYEU, B. y UREÑA-NÚÑEZ, F., 2009. Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical Engineering Journal*, vol. 148, no. 1, pp. 97-105. ISSN 13858947. DOI 10.1016/j.cej.2008.08.007.

LOPES GERALDINO, H.C., SIMIONATO, J.I., DE SOUZA FREITAS, T.K.F., GARCIA, J.C., DE CARVALHO JÚNIOR, O. y CORRER, C.J., 2015. Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. *Acta Scientiarum - Technology*, vol. 37, no. 3, pp. 401-408. ISSN 18078664. DOI 10.4025/actascitechnol.v37i3.26452.

- LÓPEZ, P. y HARNISTH, A., 2016. Electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Enfoque UTE*, vol. 7, no. 1, pp. 13-21. ISSN 1390-9363. DOI 10.29019/enfoqueute.v7n1.84.
- MAGAÑA-IRONS, L., ROJAS-VARGAS, A., GONZALES-DÍAZ, Y. y OJEDA-ARMAIGNAC, E., 2020. Remoción de contaminantes del residual lácteo por electrocoagulación con electrodos de aluminio. *Tecnología Química*, vol. 40, no. 1, pp. 17-35.
- MINAGRI, 2017. Estudio de la ganadería lechera en el Perú. *Ministerio de Agricultura y Riego* [en línea]. Disponible en: <http://www.minagri.gob.pe/portal/analisis-economico/analisis-2018?download=13414:ganaderia-lechera-en-el-peru-2017>.
- MINAGRI, 2020. Producción de derivados lácteos aumentó 25% en el primer semestre del 2020 [en línea]. Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minagri/noticias/297468-produccion-de-derivados-lacteos-aumento-25-en-el-primer-semester-del-2020>
- MODIRSHAHLA, N., BEHNAJADY, M.A. y KOOSHAIAN, S., 2007. Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation. *Dyes and Pigments*, vol. 74, no. 2, pp. 249-257. ISSN 01437208. DOI 10.1016/j.dyepig.2006.02.006.
- MOLLAH, M.Y.A., MORKOVSKY, P., GOMES, J.A.G., KESMEZ, M., PARGA, J. y COCKE, D.L., 2004. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 114, no. 1-3, pp. 199-210. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2004.08.009.
- MORALES POSADA, N.B. y ACOSTA NIÑO, G.E., 2010. Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, vol. 20, no. 1, pp. 33. ISSN 0124-8170. DOI

10.18359/rcin.282.

MOUSSA, D.T., EL-NAAS, M.H., NASSER, M. y AL-MARRI, M.J., 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 186, pp. 24-41. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2016.10.032.

OEFA, 2014. Fiscalización Ambiental en Aguas Residuales. Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental [en línea]. Disponible en: https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827.

PARRA DOMÍNGUEZ, M.L. y RODRÍGUEZ BRICEÑO, I.I., 2013. Aspectos éticos en la investigación cualitativa. *Enfermería Neurológica*, vol. 12, no. 3, pp. 118-121.

RAGHUNATH, B.V., PUNNAGAIARASI, A., RAJARAJAN, G., IRSHAD, A., ELANGO, A. y MAHESH KUMAR, G., 2016. Impact of Dairy Effluent on Environment—A Review. *Environmental Science and Engineering*, pp. 239-249. DOI 10.1007/978-3-319-27228-3.

REILLY, M., COOLEY, A.P., TITO, D., TASSOU, S.A. y THEODOROU, M.K., 2019. Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewaters. *Energy Procedia*, vol. 161, no. 1, pp. 343-351. ISSN 18766102. DOI 10.1016/j.egypro.2019.02.106.

RESTREPO, P., ARANGO, Á. y GARCÉS, F., 2006. La Electrocoagulación : retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción mas limpia*, vol. 1, no. 2, pp. 58-77.

RIVAS, M., 2006. La investigación cualitativa etnográfica en educación. Manual teórico - práctico. Autor: Miguel Martínez M. Editorial Trillas. México, D.F. 2000. Tercera edición. Educere, vol. 10, no. 35. ISSN: 1316-4910

- SAHU, O., MAZUMDAR, B. y CHAUDHARI, P.K., 2014. Treatment of wastewater by electrocoagulation: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21, no. 4, pp. 2397-2413. ISSN 09441344. DOI 10.1007/s11356-013-2208-6.
- SARDARI, K., FYFE, P., LINCICOME, D. y WICKRAMASINGHE, S.R., 2018. Aluminum electrocoagulation followed by forward osmosis for treating hydraulic fracturing produced waters. *Desalination*, vol. 428, no. August 2017, pp. 172-181. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2017.11.030
- SARKAR, B., CHAKRABARTI, P.P., VIJAYKUMAR, A. y KALE, V., 2006. Wastewater treatment in dairy industries - possibility of reuse. *Desalination*, vol. 195, pp. 141-152. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2005.11.015
- ŞENGİL, İ.A. y ÖZACAR, M., 2006. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 137, no. 2, pp. 1197- 1205. DOI 10.1016/j.jhazmat.2006.04.009.
- SILVA VALENTE, G.F., SANTOS MENDONÇA, R.C., MARQUES PEREIRA, J.A., BONATO FELIX, L. y FREITAS, G., 2012. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry, Part I: Iron electrodes. *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 47, pp. 355-361. DOI 10.1080/03601234.2012.646174.
- SILVA VALENTE, G., SANTOS MENDONÇA, R. y MARQUES PEREIRA, J., 2015. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. *Ciência Rural*, vol. 45, no. 9, pp. 1713-1719. DOI 10.1590/0103-8478cr20141172.
- TEZCAN UN, U., KANDEMİR, A., ERGINEL, N. y OCAL, S.E., 2014. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of response surface methodology. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 146, pp. 245-250. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2014.08.006.

- TIR, M. y MOULAI-MOSTEFA, N., 2008. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 158, no. 1, pp. 107-115. DOI 10.1016/j.jhazmat.2008.01.051.
- VEPSÄLÄINEN, M. y SILLANPÄÄ, M., 2020. *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*. Estados Unidos: Elsevier Inc. ISBN 9780128192283.
- VOURCH, M., BALANNEC, B., CHAUFER, B. y DORANGE, G., 2008. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. *Desalination*, vol. 219, pp. 190-202. DOI 10.1016/j.desal.2007.05.013.
- ZHU, J., WU, F., PAN, X., GUO, J. y WEN, D., 2011. Removal of antimony from antimony mine flotation wastewater by electrocoagulation with aluminum electrodes. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 23, no. 7, pp. 1066-1071. ISSN 10010742. DOI 10.1016/S1001-0742(10)60550-5.
- ZHU, M., YIN, X., LIU, Q. y FENG, Z., 2020. Optimization and modelling using the response surface methodology for methylene blue removal by electrocoagulation/hazelnut shell adsorption coupling in a batch system. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 29, no. 3, pp. 2493-2502. ISSN 12301485. DOI 10.15244/pjoes/111880.

ANEXOS

Anexo 1. Categorías, subcategorías y matriz de categorización apriorística

OBJETIVOS	CATEGORIA	SUB CATEGORIA	SUB CATEGORIA	SUB CATEGORIA	UNIDAD DE ANÁLISIS
Identificar los tipos de reactores de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea	Tipos de reactores de la electrocoagulación	Reactor batch y continuo	Disposición de electrodos	Electrodos monopolares en conexiones paralelas	Mollah et al. 2004; Restrepo, Arango y Garcés 2006; Hakizimana et al. 2017
				Electrodos monopolares en conexiones en serie	Mollah et al. 2004; Restrepo, Arango y Garcés 2006; Hakizimana et al. 2017
				Electrodo bipolar en conexiones en serie	Restrepo, Arango y Garcés 2006; Hakizimana et al. 2017
Determinar las condiciones óptimas de los parámetros frecuentemente evaluados de la	Parámetros frecuentemente evaluados	pH			Şengil y Özacar 2006; Bazrafsham et al. 2013; Tezcan-Un et al. 2014; Lopes et al. 2015; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015; Aitbara et al. 2016; Magaña-Irons et al. 2020

electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea		Densidad de corriente eléctrica	Şengil y Özacar 2006; Tezcan-Un et al. 2014; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015; Aitbara et al. 2016; Chakchouk et al. 2017; Magaña-Irons et al. 2020
		Voltaje	Ghahremani et al. 2012; Bazrafsham et al. 2013; Benazzi et al. 2016; López y Harnisth 2016
		Distancia entre electrodos	Ghahremani et al. 2012; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015; Benazzi et al. 2016
		Tiempo	Şengil y Özacar 2006; Ghahremani et al. 2012; Bazrafsham et al. 2013; Tezcan-Un et al. 2014; Lopes et al. 2015; Silva Valente, Santos Mendonça y Marques Pereira 2015; Aitbara et al. 2016; López y Harnisth 2016; Benazzi et al. 2016; Chakchouk et al. 2017; Magaña-Irons et al. 2020
Determinar los parámetros de mayor influencia de la electrocoagulación en el tratamiento de	Parámetros de mayor influencia	pH	Restrepo, Arango y Garcés 2006; Hakizimana et al. 2017; Vepsäläinen y Sillanpää 2020

aguas residuales de la industria láctea	Densidad de corriente eléctrica	Bazrafsham et al. 2013; Sahu, Mazumdar y Chaudhari 2014; Benazzi et al. 2016; Aitbara et al. 2016; Elazzouzi, Haboubi y Elyoubi 2017
	Tiempo de operación	Khandegar y Saroha 2013; Karichappan, Venkatachalam y Jeganathan 2014; Vepsäläinen y Sillanpää 2020
	Distancia entre electrodos	Zhu et al. 2011 ; Hakizimana et al. 2017 ; Dolati et al. 2017
	Material del electrodo	Linares- Hernández et al. 2009; Khandegar y Saroha 2013; García-Segura et al. 2017; Vepsäläinen y Sillanpää 2020
	Conductividad eléctrica	Chen 2004; Khandegar y Saroha 2013; Benazzi et al. 2016

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2. Ficha de recolección de datos

FICHA DE RECOLECCIÓN DE DATOS				
Tipo de reactor de la electrocoagulación			Tipo de efluente/ Volumen:	
			Tipo de celda/ Arreglo de electrodos:	
			Fuente de alimentación:	
			Material del electrodo/ N° electrodos:	
Parámetros frecuentemente evaluados			Condiciones óptimas	
Remoción de contaminantes	Concentración inicial	Concentración final	% Remoción	Parámetros de mayor influencia
Autor(es)				

Fuente: Elaboración propia