

UNIVERSIDAD ALAS PERUANAS
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS

**“EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UNA CELDA
DE ELECTROCOAGULACIÓN A ESCALA DE
LABORATORIO PARA EL TRATAMIENTO DEL
LIXIVIADO DEL BOTADERO DE LA MEJORADA EL
TAMBO”**

PRESENTADO POR LA BACHILLER:
YERALDINN HUAMÁN BOZA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL
HUANCAYO-PERÚ

2016

DEDICATORIA

A Dios, por permitirme llegar a este momento tan especial en mi vida. Por los triunfos y los momentos difíciles que me han enseñado a valorarlo cada día más.

A mi familia por apoyarme y acompañarme durante todo mi trayecto estudiantil que con sus consejos han sabido guiarme para culminar mi carrera profesional.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por protegerme durante todo mi camino y darme fuerzas para superar obstáculos y dificultades a lo largo de toda mi vida.

Agradezco a mi familia por su apoyo incondicional y por demostrarme la gran confianza y fe que tienen en mí.

INDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	ii
INDICE DE CONTENIDOS	iv
ÍNDICE DE ABREVIATURAS	viii
INDICE DE TABLAS	ix
INDICE DE FIGURAS	x
RESUMEN.....	xii
ABSTRACT.....	xiv
INTRODUCCIÓN	xvi
CAPÍTULO I.....	18
1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	18
1.1 Caracterización de la realidad problemática.....	18
1.2 Formulación del problema.....	19
1.2.1 Problema general	19
1.2.2 Problemas específicos	19
1.3 Objetivos.....	19
1.3.1 Objetivo general	19
1.3.2 Objetivos específicos.....	19
1.4 Justificación	20
1.5 Importancia	21
1.6 Limitaciones	22
CAPÍTULO II.....	23
2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	23
2.1 Marco referencial	23

2.1.1	Antecedentes de la investigación	23
2.1.2	Referencias históricas.	25
2.2	Marco legal	26
2.2.1	Ley	26
2.2.2	Resoluciones.....	26
2.2.3	Norma Técnica	26
2.3	Marco conceptual.....	27
2.4	Marco teórico	29
2.4.1	Electroquímica.....	29
2.4.2	Corriente y potencia	29
2.4.3	Pasivación por concentración	33
2.4.4	Pasivación cinética	33
2.4.5	Reacciones electroquímicas redox	34
2.4.6	Ley de Faraday	35
2.4.7	Reactores electroquímicos	35
2.4.8	Electrocoagulación	37
2.4.9	Mecanismos viables para la producción de hidróxido metálico.....	38
2.4.10	Mecanismos del proceso de electrocoagulación.....	43
2.4.11	Factores que afectan al proceso de electrocoagulación	45
2.4.12	Factores que influyen en la Electrocoagulación.....	48
2.4.13	Reactores para procesos de electrocoagulación	51
2.4.14	Reactores por el tipo de flujo	54
2.4.15	Reactor filtro prensa	55
2.4.16	Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.....	55

2.4.17	Reactor de lecho fluidizado	56
2.4.18	Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.....	57
2.4.19	Aplicaciones de la electrocoagulación	58
2.4.20	Lodo del proceso de electrocoagulación.....	60
2.4.21	La gestión de los residuos urbanos	61
2.4.22	Lixiviados	67
2.4.23	Reacciones químicas que dan origen a las características de	
	los lixiviados	69
2.4.24	Problemática de los lixiviados.....	71
2.4.25	Composición y cantidad producida de lixiviados.....	76
CAPÍTULO III.....		84
3	PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	84
3.1	Metodología.....	84
3.1.1	Método	84
3.1.2	Tipo de la investigación	89
3.1.3	Nivel de la investigación	89
3.2	Diseño de la investigación.	89
3.3	Hipótesis de la investigación.....	89
3.3.1	Hipótesis general.....	89
3.3.2	Hipótesis específicas.....	90
3.4	Variables.....	90
3.4.1	Variable independiente.....	90
3.4.2	Variable dependiente.....	90
3.5	Cobertura del Estudio	90
3.5.1	Universo	90

3.5.2	Población	90
3.5.3	Muestra	90
3.5.4	Muestreo	91
3.6	Técnicas e instrumentos	91
3.6.1	Técnicas de la investigación.....	91
3.6.2	Instrumentos de la investigación.....	91
3.7	Procesamiento estadístico de la información	91
3.7.1	Estadísticos	91
3.7.2	Representación	91
3.7.3	Técnica de comprobación de la hipótesis.....	91
CAPITULO IV		92
4	ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	92
4.1	Resultados.....	92
4.1.1	Caracterización de los lixiviados	92
4.2	Discusión de resultados	102
4.3	Contrastación de Hipótesis	122
4.3.1	One-way ANOVA: % Remoción versus pH.....	122
4.3.2	Fisher Pairwise Comparisons	123
CONCLUSIONES.		125
RECOMENDACIONES.....		127
BIBLIOGRAFÍA.....		128
ANEXOS.....		130

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

P	: Precipitación
AS	: Agua superficial
PA	: penetración de agua subterránea
Ir	: irrigación
D	: descomposición del residuo
RLF	: residuo líquido y fangoso
E	: evaporación
ET	: evapotranspiración
TRH	: escorrentía superficial
I	: infiltración
ARHs	: retención de humedad en el suelo
ARHr	: retención de humedad en los residuos
PEs	: percolación en el suelo
PEr	: percolación del residuo
mg/L	: miligramos por litro
SS	: sólidos en suspensión
STD	: sólidos totales disueltos
SVS	: sólidos volátiles en suspensión
SDV	: sólidos volátiles disueltos
DQO	: demanda química de oxígeno
DBO	: demanda bioquímica de oxígeno
COT	: carbono orgánico total
SAAM	: sustancias activas al azul de metileno
RSU	: residuos sólidos urbanos
POAs	: procesos de oxidación avanzada
TOAs	: tecnologías de oxidación avanzada
mL	: mililitros

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Características de los lodos.	61
Tabla 2.2. Composición típica de los lixiviados de vertedero y su variación con el tiempo.	77
Tabla 2.3. Caracterización del lixiviado de una planta de compostaje..... situada en Irán (Cisneros, 2001)	79
Tabla 4.1 Caracterización de los lixiviados	92
Tabla 4.2 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 1 voltio	93
Tabla 4.3 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 1 voltio	94
Tabla 4.4 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 1 voltio	94
Tabla 4.5 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 2,5 voltios.....	95
Tabla 4.6 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 2,5 voltios.....	96
Tabla 4.7 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 2,5 voltios.....	97
Tabla 4.8 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 5 voltios	98
Tabla 4.9 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 5 voltios	99
Tabla 4.10 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 5 voltios.....	99
Tabla 4.11 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 2,5 voltios (replica).....	100
Tabla 4.12 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 1 voltio	103
Tabla 4.13 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 1 voltio	104
Tabla 4.14 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 1 voltio	105
Tabla 4.15 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 2,5 voltio	108
Tabla 4.16 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 2,5 voltio	109
Tabla 4.17 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 2,5 voltio	109
Tabla 4.18 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 5 voltio	112
Tabla 4.19 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 5 voltio	113
Tabla 4.20 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 5 voltio	114
Tabla 4.21 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 2,5 voltio (Replica)	117

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Curva experimental de corriente-voltaje para una celda electroquímica. La línea cortada es la curva teórica, suponiendo que no hay pasivación.....	32
Figura 2.2 Esquema de la electrocoagulación en una unidad de alta tasa.	41
Figura 2.3 Principales aspectos que intervienen en la Electrocoagulación.....	42
Figura 2.4. Esquema de una celda de electrocoagulación.	45
Figura 2.5 Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.	53
Figura 2.6. Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.	53
Figura 2.7. Reactor con electrodos bipolares conectados en paralelo.	54
Figura 2.8. Reactores por el tipo de flujo.....	55
Figura 2.9. Reactores filtro prensa.	55
Figura 2.10. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.	56
Figura 2.11. Reactor de lecho fluidizado.	56
Figura 2.12. Esquema de barrera sintética para aislamiento de vertederos.	64
Figura 2.13 Vista aérea de un centro de tratamiento de residuos (CTR).....	65
Figura 3.1 Ubicación geográfica del lixiviado a tratar	84
Figura 3.2. Dimensiones de la celda para electrocoagulación.....	85
Figura 3.3. Detalle cara toma de muestras y evacuación de lodos.....	86
Figura 3.4. Vista superior del sistema de evacuación de lodos	86
Figura 3.5. Celda electroquímica	87
Figura 3.6. Disposición de los electrodos en la celda.....	88
Figura 3.7. Equipo de electrocoagulación.	88
Figura 4.1 Comparación de la Reducción del DQO con 1 voltio.....	95
Figura 4.2 Comparación de la Reducción del DQO con 5 voltios	97
Figura 4.3 Comparación de la Reducción del DQO con 5 voltios	100
Figura 4.4 Variación del pH.....	101
Figura 4.5 Variación de la Temperatura con 1 V	102
Figura 4.6 % de Remoción de DQO con 1 voltio.....	106
Figura 4.7 % de Remoción de DBO ₅ con 1 voltio	107

Figura 4.8 Variación de la relación de DBO ₅ /DQO con 1 voltio	107
Figura 4.9 % de Remoción de DQO con 2,5 voltio	110
Figura 4.10 % de Remoción de DBO ₅ con 2.5 voltio	111
Figura 4.11 Variación de la relación de DBO ₅ /DQO con 2,5 voltio	112
Figura 4.12 % de Remoción de DQO con 5 voltio	115
Figura 4.13 % de Remoción de DBO ₅ con 5 voltio	115
Figura 4.14 Variación de la relación de DBO ₅ /DQO con 5 voltio	116
Figura 4.15 Variación del % de Remoción DQO	118
Figura 4.16 Variación del % de Remoción DBO ₅	118
Figura 4.17 Variación del % de Remoción DQO a diferentes pH	119
. Figura 4.18 Variación del % de Remoción DBO ₅ a diferentes pH	120
. Figura 4.19 Resultados del tratamiento con 1 voltio	120
. Figura 4.20 Resultados del tratamiento con 5 voltio	121
. Figura 4.21 Resultados del tratamiento con 5 voltio	121
<u>Figura 4.22 Interval Plot of % Remoción vs pH</u>	123

RESUMEN

Para la minimización de los impactos causados en los recursos hídricos por los lixiviados provenientes de los botaderos, en los últimos años se han implementado la electrocoagulación como una alternativa tecnológicamente viable y novedosa para el tratamiento de los efluentes líquidos de dichas empresas. La electrocoagulación consiste básicamente en la formación de radicales hidróxilo altamente oxidantes, los cuales contribuyen a la mineralización total de los compuestos contaminantes presentes en los efluentes industriales. Entre los procesos más utilizados se encuentra la fotocatalisis que consiste en la aceleración de una fotorreacción mediante un catalizador.

Los resultados obtenidos de la caracterización fisicoquímica de los lixiviados del botadero “La Mejorada” fueron de 3611,3 mg/L de DBO₅; 4961,2 mg/L de DQO; 1427 *JIS de Color; 1354 NTU de Turbidez; 5812 mg/L CaCO₃; 7,98 de pH y 5846 μ s/cm de conductividad.

Se determinaron los efectos del pH en los tratamientos realizados mediante la disminución de materia orgánica teniendo como indicador los análisis de DQO, que disminuyo de un valor inicial de 4955,4 mg/L de DQO a 1203,3 de mg/L DQO, en un medio acido de pH 4,5 con 1 V, en un segundo tratamiento disminuyo de un valor inicial de 5024,8 mg/L de DQO a 802,4 de mg/L DQO con pH de 4,5 y 2,5 V, en un tercer tratamiento disminuyo de un valor inicial de 4812,5 mg/L de DQO a 1269,8 de mg/L DQO en un medio acido de pH 4,5 con 5,5 V

Se determinaron los porcentaje de remoción mediante la electrocoagulación obteniendo el 84 % de remoción de DQO a las condiciones de 2,5 V y un pH de 4,5; de igual manera se obtuvieron el 75,7 % de remoción de DQO a las condiciones de un medio acido de pH de 4,5 con 1 V; y un tercero de 73,6 % de remoción de DQO a las condiciones de pH de 3,5 y 5 V; también se determinó la remoción de DBO₅ obtenido 89,6 % de remoción de DBO₅ a las condiciones de 2,5 V y un pH de 4,5; de igual manera se obtuvieron el 82,7 % de remoción de DQO a las condiciones de

un medio ácido de pH de 4,5 con 1 V; y un tercero de 79,8 % de remoción de DBO₅ a las condiciones de pH de 3,5 y 5 V.

La aplicación de la electrocoagulación confiere una mayor sostenibilidad al proceso, y es especialmente atractiva para la eliminación de lixiviados que cumplen algunas características como son: carga de carbono orgánico moderada o baja, compuestos no degradables mediante métodos biológicos o convencionales, contaminantes de elevada toxicidad o la posibilidad de operar en modo discontinuo.

ABSTRACT

To minimize the impacts on water resources by leachates from landfills in recent years have implemented advanced oxidation processes (AOP) as a technologically viable and innovative alternative for the treatment of liquid effluents such Business. The POA are basically the formation of highly oxidizing hydroxyl radicals, which contribute to the total mineralization of pollutants compounds present in industrial effluents. Among the most commonly used processes is photo catalysis consisting of photoreaction acceleration by a catalyst.

The results of the physic-chemical characterization of leachates from landfill "Enhanced" were 3611,3 mg/L BOD₅; 4961,2 mg/L of COD; 1427*JIS; Colour; Turbidity NTU 1354 of; 5812 mg/L CaCO₃; pH 7,98 and 5846 μ s/cm conductivity.

the effect of pH on the treatments carried out were determined by decreasing organic matter based on an indicator COD analysis, which decreased from an initial value of 4955,4 mg/L of COD to 1203,3 mg/L COD in a acid medium pH 4,5 with 1V, in other treatment decreased from an initial value of 5024,8 mg/L COD to 802,4 mg/L COD in acid medium of pH 4,5 to 2,5 V, in another and a third treatment was decreased from an initial value of 4812,5 mg/L COD to 1269,8 mg/L COD in acid medium of pH 4,5 to 2,5 V

the percentage of removal were determined by electrocoagulation obtaining 84% COD removal to the conditions of 2,5 V and a pH of 4,5; Likewise the 75,7% removal of COD to the conditions of an acid medium of pH 4,5 with 1 V were obtained; and a third from 73,6% COD removal conditions of pH 3,5 and 5 V; BOD₅ removal obtained 89,6% removal of BOD₅ to the conditions of 2,5 V and a pH of 4,5 was also determined; Likewise the 82,7% removal of COD to the conditions of an acid medium of pH 4,5 with 1 V were obtained; and a third from 79,8% COD removal conditions pH of 3,5 and 5 V.

The application of electrocoagulation confers greater sustainability to the process, and is especially attractive for the removal of leachate that meet certain characteristics such as: load moderate organic carbon or low, non-degradable compounds by biological or conventional methods, contaminants high toxicity or the ability to operate in batch mode.

INTRODUCCIÓN

Actualmente un problema ambiental de importancia es la disposición final de los residuos líquidos, los cuales en su gran mayoría están siendo vertidos a los sistemas de alcantarillado sin tratamiento previo, en cuanto a la contaminación por residuos sólidos, es que son líquidos percolados o escurridos de los depósitos de almacenamiento de residuos. Estos líquidos reciben el nombre genérico de lixiviados y su importancia, en cuanto a contaminación, viene dada por su fuerte carga orgánica, la cual es fruto de su paso, con arrastre y disolución, a través de los residuos almacenados. Los lixiviados de Residuos Sólidos Urbanos son líquidos muy contaminados, formados como consecuencia de la penetración del agua a través de la masa de residuos y por la propia descomposición de estos. Conllevan, por tanto, una gran complejidad, ya que presentan fuerte carga orgánica, altos contenidos de nitrógeno y presencia de metales pesados. (Chen S. , 2003)

Para impedir la contaminación de suelos y acuíferos, por infiltración en el terreno de los lixiviados, se hace preciso construir el depósito de almacenamiento sobre suelos impermeables. De este modo, el líquido de lixiviación se acumula en el fondo del depósito, de donde es recogido para proceder a su tratamiento y depuración. Sabemos que la mejor gestión de residuos conduciría a la no producción de lixiviados, si bien esto es técnicamente imposible en la mayoría de las ocasiones. Sin embargo, se ha de procurar la minimización del impacto ambiental que ocasionan los lixiviados como es la contaminación del agua que es un hecho de gran importancia ya que los contaminantes pueden acumularse y transportarse tanto por las aguas superficiales como subterráneas para las cuales la fuente principal de daño son las aguas residuales municipales e industriales. (Social, 2001) Sabemos que la protección y conservación de los recursos naturales constituyen hoy en día una de las principales preocupaciones sociales. La necesidad de preservar el medio ambiente ha llevado a la búsqueda de nuevos métodos para la eliminación eficiente de los compuestos químicos, biológicos y patógenos que alteran la estabilidad de nuestros recursos.

Ante la necesidad de preservar el ambiente, el hombre ha buscado métodos para eliminar estos contaminantes químicos, generados en diferentes actividades, ya sean industriales y domésticas.

La electrocoagulación no es más que la coagulación química combinada con principios eléctricos como es la producción de iones metálicos de alta valencia, como coagulante, en celdas electrolíticas. Este mecanismo se basa en la adición de iones metálicos por medio de una celda electrolítica donde ocurre la remoción de partículas finamente dispersas (metales pesados, sustancias orgánicas, entre otras.) en el residuo líquido. Posteriormente se lleva a cabo la electrofloculación y electro precipitación, formándose los flocs con las partículas ya desestabilizadas que finalmente sedimentan. (Cisneros, 2001)

El objetivo de este trabajo de investigación es básicamente determinar la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento del lixiviado del botadero “La Mejorada”, de esta manera minimizar el impacto ambiental al recurso hídrico del río Mantaro, ya que los lixiviados que proviene el botadero de “La Mejorada” son vertidos directamente a este cuerpo natural receptor.

CAPÍTULO I

1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Caracterización de la realidad problemática

Los lixiviados que se generan en un botadero son uno de los líquidos más contaminados y contaminantes que se conozcan. Los lixiviados presentan altos contenidos de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos y de sustancias tóxicas como metales pesados, entre otros compuestos. Los lixiviados pueden contaminar aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos, por esta razón los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan y sus lixiviados recogidos se tratan. (Ortiz A, 1992)

Estos efluentes se identifican por ser todos aquellos líquidos que han entrado en contacto con los desechos sólidos en estos depósitos controlados. Se producen por la disolución de uno o más compuestos que conforman las basuras al tener contacto con el agua y por la propia dinámica de descomposición de las mismas. Se ha encontrado que en la generación de estos efluentes influyen tantas reacciones fisicoquímicas (solubilizarían, precipitación, oxidación-reducción, intercambio iónico de gases de algunas sustancias contaminantes) como reacciones de degradación biológica de materiales suspendidos y disueltos. (Holt, 2003)

Las características químicas de los lixiviados varían de manera significativa en función de múltiples factores como: clima, edad del relleno, composición de la basura y la geología del terreno, lo que determina el grado de toxicidad, los lixiviados necesitan un tratamiento correspondiente para que no dañen y contaminen los suelos, las fuentes de aguas subterráneas y el río Mantaro que se encuentran cercanas al botadero “La Mejorada”

La técnica electroquímica es una alternativa que ha sido utilizada para depurar aguas residuales tanto domésticas como industriales, de hecho, se ha logrado remover materia orgánica como DQO hasta en los efluentes objeto de estudio.

1.2 Formulación del problema

1.2.1 Problema general

¿Cuál es la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento del lixiviado del botadero “La Mejorada”?

1.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuál es la composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “La Mejorada” de El Tambo?
- ¿Cuál es la influencia del pH y la tensión de corriente en el tratamiento de lixiviados con electrocoagulación?
- ¿Cuál es la eficiencia en la remoción de la DQO (Demanda Química de Oxígeno) mediante el proceso de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de lixiviados del botadero?

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Determinar la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento del lixiviado del botadero “La Mejorada”.

1.3.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “La Mejorada” de El Tambo.

- Hallar la influencia del pH y la tensión de corriente en el tratamiento de lixiviados con electrocoagulación.
- Determinar la eficiencia en la remoción de la DQO (Demanda Química de Oxígeno) mediante el proceso de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de lixiviados del botadero.

1.4 Justificación

A pesar de los importantes logros en la búsqueda de una mayor eficiencia y productividad de los procesos industriales, el tratamiento de efluentes industriales que contienen contaminantes orgánicos es todavía un serio problema por resolver. Los efluentes acuosos que provienen de una gran variedad de industrias contienen compuestos orgánicos en distintas concentraciones que son tóxicos y peligrosos tanto para su descarga al medio ambiente como para su almacenamiento. Existe un gran incentivo para la búsqueda de alternativas económicas que posibiliten una degradación efectiva de la carga orgánica y su toxicidad.

Hoy en día, la remediación de los efluentes de lixiviados está muy lejos de una solución satisfactoria. El aumento de la preocupación pública y el incremento de las regulaciones internacionales han propiciado a explorar nuevas líneas de investigación para reducir los problemas ambientales asociados a estas aguas residuales. (Chen S. , 2003)

Generalmente los rellenos sanitarios vierten lixiviados a los (río, riera, torrente, canal, etc.), al mar o a la red de alcantarillado urbano. Son todavía pocas los rellenos sanitarios que se proponen en el tratamiento de estas aguas para reutilizarlas en algún otro punto del proceso industrial (lavado, refrigeración, proceso, etc.), o bien para utilizarlas como agua de riego, etc.

El proceso de electrocoagulación es una tecnología apta para el tratamiento de lixiviados, principalmente con vistas a su reutilización posterior. Sin embargo, todavía necesitan de una mayor promoción y alcance. (Cisneros, 2001)

Para llevar a cabo los experimentos requeridos, se han de utilizar las instalaciones experimentales de la escuela profesional de ingeniería ambiental de la Universidad Alas Peruanas, y será necesario desarrollar también las técnicas de análisis para la caracterización del seguimiento de los parámetros a lo largo de los diferentes ensayos realizados.

La electrocoagulación es un proceso que viene siendo solución a los diferentes problemas de contaminación de lixiviados debido a que remueve las partículas coloidales más pequeñas que puedan permanecer dentro de los lixiviados.

1.5 Importancia

El tratamiento y disposición de los residuos sólidos municipales (RSM) no ha sido considerado una prioridad, lo cual ha propiciado la existencia de un gran número de tiraderos a cielo abierto. Los procesos de biodegradación de los RSM en los sitios de disposición final, traen consigo la formación o liberación de diversos compuestos químicos que pueden contaminar el agua, aire y suelo del medio natural que rodea a estos sitios, principalmente cuando se tiene el caso de que los residuos son (o fueron) depositados en tiraderos a cielo abierto. En el caso de rellenos sanitarios, si estos son operados adecuadamente, el riesgo de contaminación al medio externo es muy bajo (Robles-Martínez, 2005).

En este tipo de disposición de la basura la producción del biogás y la generación de lixiviados son los principales problemas que se presentan. Estos últimos son producto de la estabilización y transformación que sufren los residuos sólidos dentro del botadero debido a diferentes factores tales como: precipitación anual, infiltración, evaporación, transpiración, heladas, cambios de temperatura, contenido de humedad, composición y densidad de los residuos. Los lixiviados se caracterizan por ser corrientes líquidas altamente contaminantes que contienen gran cantidad de materiales suspendidos y materia orgánica.

1.6 Limitaciones

La limitación para el presente trabajo, se encuentra en la falta de información sobre algún tratamiento que se dio a los lixiviados realizados en el botadero “La Mejorada”, y otro fue el tiempo del desarrollo del trabajo de investigación en las diferentes épocas de avenida y estiaje que en estos tiempos son muy cambiantes.

CAPÍTULO II

2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1 Marco referencial

2.1.1 Antecedentes de la investigación

En el estudio preliminar para tratar los lixiviados de un botadero Reactor de lodos activados vs Electrocoagulación realizado por Iván Darío Mercado Martínez, presento los resultados de un estudio preliminar sobre el tratamiento de los lixiviados generados en el botadero “La Esmeralda” de la ciudad de Manizales (Colombia). En esta ocasión, se comparó el proceso electroquímico de electrocoagulación con el sistema biológico de lodos activados, buscando obtener la mayor remoción de materia orgánica posible analizando la demanda química de oxígeno (DQO).

Las mejores condiciones de operación del reactor de mezcla completa de lodos activados se obtuvieron con una carga orgánica de 0,48 kg DBO₅/kg SST día, lográndose porcentajes de remoción en la demanda química de oxígeno del 65,07 %. Sin embargo, al someter los lixiviados a electrocoagulación (usando para ello electrodos de aluminio) se alcanzaron remociones hasta del 38,50 %. Es decir, en esta ocasión el

tratamiento biológico estudiado removi6 una mayor cantidad de materia orgánica-DQO respecto al método electroquímico utilizado.

En el trabajo de investigación titulado Diseño de Sistemas de Tratamiento de Lixiviados del Botadero El Inga mediante Electrocoagulación y Fitorremediación teniendo como objetivo el diseñar un sistema de tratamiento para los lixiviados generados en el botadero El Inga, los cuales presentan elevados contenidos de DBO₅ (3 000–4 000 mg/L), sólidos suspendidos (200 - 340 mg/L), DQO (700–6 000 mg/L) y color (800 a 5 546 mg Pt-Co/L). Para este propósito se emplea el proceso de electrocoagulación como tratamiento primario, con 8 electrodos de aluminio durante 20 min de operación, con una densidad de corriente de 53 A/m². Como segundo tratamiento se usa la fitorremediación aplicada en un sistema de humedales de flujo subsuperficial vertical y la adsorción en carbón activado como tratamiento terciario. La combinación de estos procesos redujo el nivel de concentración de los contaminantes hasta valores aceptados por la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ) para descargas líquidas. Se trataron dos muestras procedentes del vertedero, uno de lixiviado crudo y otro de lixiviado que había recibido tratamientos de lodos activados y bioreactores de membranas. En el primer caso, luego de electrocoagulación del lixiviado crudo se alcanzaron altas remociones para sólidos suspendidos (78,6 %), DBO₅ (73,5 %), DQO (40,4 %) y color (79,4 %). En el sistema de humedales (2,5 L/día) los porcentajes de eliminación de contaminantes son de 13,2 %, 91,2 % y 65,4 % respectivamente. Se empleó adsorción en columnas empacadas de carbón activado para la remoción de color (70,7 %). En el segundo caso se empleó la fitorremediación alcanzando porcentajes de remoción para los SS, DQO y color de 2,9 %, 56,8 %, 50,3 % respectivamente. En la adsorción con carbón activado la

concentración de los mismos parámetros disminuyó en un 85,9 %, 73,9 % y 92,7 % respectivamente.

2.1.2 Referencias históricas.

Lamentablemente en muchos lugares se utilizan como vertederos de residuos sólidos municipales, industriales y comerciales sitios aledaños a los ríos, lagos y acuíferos lo que propicia que muchas veces sobrepasen como amenaza latente debido a la cercanía de los medios físicos mencionados poniendo en situaciones de riesgo tanto al ambiente natural como a las personas que pueden hacer uso de los lixiviados alcanza los máximos valores en los primeros años de operación y decrece gradualmente con la edad del vertedero .En contraste, la concentración de amonio, que en general puede presentar cantidades superiores a 2000 mg/L, no decrece y a menudo constituye su principal contaminación, en cuanto al contenido en metales pesados, las concentraciones son muy bajas en la fase metano génicas, pero si son importantes en la fase inicial del vertedero (fase acida). Concluye que para lixiviado jóvenes la reducción en material orgánico se puede llevar a cabo utilizando procesos anaeróbicos, sin embargo, para lixiviados viejos, rico en material orgánico no biodegradable se puede disminuir su contenido con proceso fisicoquímico. La mayor o menor idoneidad del tratamiento depende fundamentalmente de las características del lixiviado, de si es catalogado como “joven o viejo”. (Salinas Cesáreo, 2005)

Un factor importante a tener en cuenta es el material de cubierta utilizando para los residuos sólidos ya que si esta posee elevadas concentraciones de carbonato de calcio puede afectar a los lixiviados principalmente en la fase acido génica modificando la composición, adicionándole principalmente elevadas concentraciones de alcalinidad y calcio. Así mismo la presencia de metales indica condiciones

anaeróbicas por lo que los metales se solubilizan, y un pH alcalino indica una etapa metano génica. La recirculación de los lixiviados al relleno en época no lluviosa propicia que la concentración de metales se incrementa y que el proceso fisicoquímico para obtener buenas eficiencias de remoción de material orgánico debe realizarse a valores de pH bajos. (Mackenzie L. Davis, 2001).

2.2 Marco legal

2.2.1 Ley

Ley N°29158, Ley Orgánica del Poder ejecutivo, que aprobó los Límites Máximos Permisibles para Efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas o Municipales. Ley La Ley de Recursos Hídricos N° 29338 / 01-04-2009, en su artículo 79°, establece que la Autoridad Nacional del Agua autoriza el vertimiento del agua residual tratada a un cuerpo natural de agua continental o marino, previa opinión técnica favorable de las Autoridades Ambiental y de Salud sobre el cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ECA-agua) y Límites Máximos Permisibles (LMP).

2.2.2 Resoluciones

Resolución Ministerial N°121-2009-MINAM, se aprobó el Plan de Estándares de Calidad Ambiental(ECA) y Limites Máximo Permisibles (LPM), que tiene dentro de sus anexos la elaboración de Limites Máximo Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de fuentes domésticas.

2.2.3 Norma Técnica

Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, Aprobación de Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales.

2.3 Marco conceptual.

- **Muestra compuesta:** mezcla de varias muestras instantáneas recolectadas en el mismo punto de muestreo en diferentes tiempos. La mezcla se hace sin tener en cuenta el caudal en el momento de la toma.
- **Oxidación:** conversión de materia orgánica en formas más simples y estables con liberación de energía. Esto se puede lograr con medios químicos o biológicos. Adición de oxígeno a un compuesto.
- **Tiempo de Retención Hidráulico:** Tiempo medio que se demoran las partículas de agua en un proceso de tratamiento. Usualmente se expresa como la razón entre el caudal y el volumen útil.
- **Botadero:** Es una instalación destinada a las disposición y ambientalmente segura de los residuos sólidos en la superficie o bajo tierra, basados en los principios y métodos de la ingeniería sanitaria ambiental. Para construir un botadero es importante seleccionar el terreno, que reúna condiciones técnicas adecuadas como son: topografía, nivel a que se encuentran las aguas subterráneas y disponibilidad para la cobertura de los residuos sólidos. De acuerdo con las características del terreno, el botadero puede construir siguiendo los métodos de área, zanja o una combinación de ambos métodos. (Guía de diseño construcción, operación, mantenimiento y cierre de botadero manual, MINAM–Perú)
- **Lixiviado:** Es un líquido producido fundamentalmente por la precipitación pluvial que se infiltra a través del material de cobertura que atraviesa las capas de basura de un botadero, transportando concentraciones apreciables de material orgánica en descomposición y otros contaminantes. Es de color pardo grisáceo cuando es joven y negro y viscoso cuando es maduro. Otros factores que contribuyen a la generación de lixiviados son el contenido de humedad propio de los desechos, el agua de la descomposición y la infiltración de aguas subterráneas. La composición de los lixiviados varía mucho de acuerdo con el tipo de residuo, las precipitaciones en el área, las velocidades de descomposición

química y otras condiciones del lugar, pero todos coinciden en que posee una alta carga orgánica. (Chavarro et.al. 2006)

- **Biodegradabilidad:** Es la descomposición aeróbica o aerobia de un material por acción enzimática de microorganismos tales como bacterias, hongos y algas bajo condiciones normales. Propiedad que tienen las sustancias de reintegrarse con mayor facilidad a la tierra por acción de la naturaleza. Nota todas las sustancias son biodegradables, ya que dependen de su composición física y química y de varios factores, principalmente de la estabilidad que presenten sus moléculas y del medio en que se encuentran que les permita estar biodisponible para los agentes biológicos y de las enzimas de dicho agente.
- **Sustancia recalcitrante:** Son todas aquellas sustancias cuya persistencia en el medio ambiente es muy larga debido a su difícil biodegradación esto porque en su composición química existe sustituyentes extraños (cloro u otros halógenos), enlaces inusuales, anillos aromáticos muy condensados o excesivos tamaños moleculares, por lo que su asimilación biológica es muy lenta y muchos de ellos tienen acumulación que pueden ocasionar serios riesgos de contaminación.
- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar la materia orgánica e inorgánica cualquiera sea su origen. También se define como cantidad de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica a partir de un oxidante químico fuerte.
- **Demanda Biológica de Oxígeno (DBO):** Es la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios. Existen distintas variables de la determinación de la DBO, entre las que se refieren al periodo de incubación. La más frecuente es la determinación de DBO a los cinco días (DBO₅).

- **pH:** El pH es una medida de acidez o alcalinidad de una disolución. El pH indica la concentración de iones hidronio $[H_3O]^+$ presentes en determinadas disoluciones.
- **Densidad de corriente:** como las variables eléctricas en el proceso de electrocoagulación son los parámetros que más influyen en la remoción del contaminante de un agua residual.
- **Turbiedad:** La turbidez es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión; mide la claridad del agua.

2.4 Marco teórico

2.4.1 Electroquímica

Antes de conocer las características de la tecnología de la electrocoagulación (EC), es necesario conocer las bases en las que se fundamenta. (Chen S. , 2003)

Entre los trabajos realizados por diversos científicos del siglo XIX destacan los realizados por Michael Faraday, que junto a Alessandro Volta, sir Humphry Davy, Nicholson y Carlisle, sentaron las bases para el nacimiento de un campo de la ciencia denominada hoy en día Electroquímica. (Chen S. , 2003)

Entre las aportaciones de Michael Faraday se encuentran las definiciones de los términos electrodos, ánodo, cátodo y electrólisis y en 1831 descubrió la inducción electromagnética. Hoy su nombre está inalterablemente relacionado a las electroquímicas y principalmente por la aportación de una de las leyes fundamentales de esta ciencia, conocida como ley de Faraday. Antes de conocer esta ley y su potencial de aplicación se deben conocer algunos de los factores que la definen. (Holt, 2003)

2.4.2 Corriente y potencia

La Corriente (I) la cual está relacionada con el Potencial (V) puede ser

definida considerando a la electricidad como si fuera un fluido, el cual consiste de *cargas eléctricas* (electrones), y de la misma manera que necesita un medio físico y una cierta presión para poder fluir, el flujo de electrones llamada *corriente*, ($1 \text{ A} = 1 \text{ Cs}^{-1}$), fluye a través de un conductor metálico (electrodo) por efecto del *voltaje* ($1 \text{ V} = 1 \text{ JC}^{-1}$) o la diferencia de potencial, como también se le refiere, medida entre la salida y la entrada de dicho conductor. (Chen S. , 2003)

En aplicaciones electroquímicas se utilizan dos tipos de celdas, galvánicas o electroquímicas; para que una celda electrolítica funcione necesita de una fuente externa de energía eléctrica, lo cual se logra conectando el terminal positivo de una fuente externa de voltaje al cátodo, y el terminal negativo al ánodo. Dos conductores son necesarios (electrodos) para establecer el flujo, uno para la entrada y el otro para la salida. El circuito eléctrico se completa entonces mediante los iones que se mueven a través de la solución entre los dos electrodos, pasando por un instrumento externo. Para cada electrón que sale del generador uno debe retornar. El ánodo es el electrodo donde ocurre la oxidación y el cátodo donde ocurre la reducción (Skoog, 2001)

Las celdas electroquímicas, tal como lo hacen los conductores metálicos, ofrecen resistencia al flujo de la corriente. La ley de Ohm describe el efecto que tiene esta resistencia R , en ohms (Ω), sobre la magnitud de la intensidad de corriente (I) en la celda. (donoso, 2014) Esta ley establece que cuando la electricidad fluye a través de un conductor la corriente que pasa es proporcional a la diferencia de potencial aplicada. El producto de I y R se denomina *potencial óhmico* o caída de potencial IR de la celda (Ecuación 1). La resistencia, sea óhmica o no, juega un papel crucial en las aplicaciones electroquímicas. (Prentice G, 1990)

$$DV (\text{Volts}) = I (A) * R (\text{ohm}) \quad (1)$$

Esto significa que para generar una corriente I en amperes en una celda, se debe aplicar un potencial que sea IR voltios adicionales que el termodinámicamente necesario (V_{celda}). Por lo general, en aplicaciones electroquímicas se trata de reducir al mínimo la caída de potencial IR al tener una resistencia de celda muy baja, disminuyendo la separación entre electrodos o mejorando las velocidades de transporte mediante una alta conductividad. (Chen S. , 2003)

Por lo tanto, el voltaje real que debe aplicarse en una celda electroquímica viene dado por la Ecuación 2 siguiente:

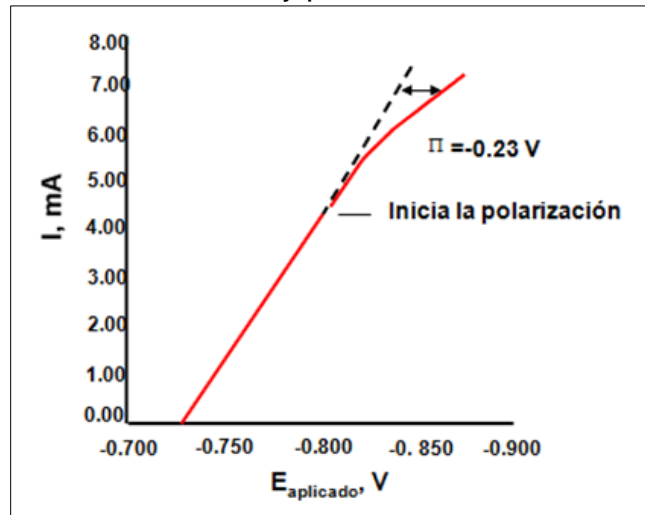
$$V_{aplicado} \text{ (Volts) } * = V_{celda} \text{ (Volts) } + IR \text{ (Volts) } \quad (2)$$

De acuerdo a la Ecuación 2, un gráfico de la corriente en una celda electrolítica en función del potencial aplicado debe ser una línea recta con una pendiente igual al recíproco negativo de la resistencia, esto particularmente se cumple cuando la resistencia es pequeña. Tal como se representa en la Figura 2.1 a medida que aumenta el voltaje aplicado, la corriente empieza a alejarse de la linealidad. (Walsh, 2001) Se dice que las celdas que muestran éste comportamiento no lineal presentan polarización o pasivación, lo cual se describe por un sobrevoltaje o sobrepotencial, el cual se representa por P . Debido a este fenómeno, el potencial que debe aplicarse para producir una corriente de la magnitud deseada debe ser mayor que el valor teórico. (Prentice G, 1990)

Para una celda electroquímica que está sometida a pasivación, la ecuación anterior se transforma en la Ecuación 3 siguiente:

$$V_{aplicado} = V_{celda} + IR + \pi \quad (3)$$

Figura 2.1. Curva experimental de corriente-voltaje para una celda electroquímica. La línea cortada es la curva teórica, suponiendo que no hay pasivación.



(Prentice G, 1990)

La pasivación en electrodos es un fenómeno que afecta la eficiencia electroquímica de las celdas y puede afectar a uno o a todos los electrodos. El grado de polarización de un electrodo es muy variable y los principales factores que influyen son (1) el tamaño, la forma y el material de los electrodos; (2) la composición de la solución del electrolito; (3) la temperatura y la velocidad de agitación; (4) la intensidad de corriente y (5) el estado físico de las especies implicadas en la reacción electroquímica. (Prentice G, 1990)

En algunos casos se aproxima a cero, pero en otros, puede ser tan grande que la corriente en la celda se vuelve independiente del potencial y en estos casos se dice que la polarización es completa.

Los fenómenos de pasivación se dividen en dos clases: pasivación por concentración y pasivación cinética, por lo que es importante conocer los factores que interviene en cada uno de ellos para identificar cuáles pueden ser controlados con el fin de eliminar o minimizar este fenómeno. (Prentice G, 1990)

2.4.3 Pasivación por concentración

La pasivación por concentración depende de la velocidad de la transferencia de masa hacia o desde la superficie del electrodo. Este proceso únicamente puede llevarse a cabo en una película delgada de la solución inmediatamente adyacente a la superficie del electrodo; el grosor de esta película es de sólo una fracción de nanómetro y contiene un número limitado de iones o moléculas que reaccionan o que se producen en la reacción electroquímica.

Para que haya una corriente constante en una celda, esta película debe renovarse continuamente con las especies del seno de la solución. Es decir, a medida que se consuman o produzcan los iones o moléculas de interés en la reacción electroquímica, se deben transportar o retirar más de ellos hacia o desde la película a una velocidad y tiempo óptimos para mantener dicha corriente, ya que, en caso contrario, se presentará un incremento de potencial, lo que dependerá de la turbulencia aplicada entre los electrodos mediante el caudal de operación en unidades hidráulicas.

2.4.4 Pasivación cinética

En la Pasivación cinética, la magnitud de la corriente está limitada por la velocidad de una o ambas reacciones del electrodo, es decir, por la velocidad de la transferencia de electrones entre las especies y los electrodos. Para contrarrestar la polarización cinética se necesita un potencial adicional, o sobre voltaje, para superar la energía de activación de la semireacción (Skoog, 2001).

Este tipo de polarización es más acentuada en los procesos que originan productos gaseosos en el electrodo y por lo general es insignificante en las reacciones que implican la deposición o disolución de un metal mediante ánodos de sacrificio. Los efectos cinéticos normalmente disminuyen al aumentar la temperatura y disminuir la densidad de corriente. (Chen S. , 2003)

Estos efectos también dependen del material del electrodo y son más pronunciados con metales más blandos, como el plomo, el zinc, y en especial el mercurio. En la actualidad, la magnitud de los efectos debidos al sobre voltaje cinético no puede predecirse teóricamente y sólo pueden estimarse a partir de información empírica (Skoog, 2001).

2.4.5 Reacciones electroquímicas redox

Las reacciones químicas de Reducción–Oxidación (Redox) envuelven la transferencia de electrones mediante la reducción (ganancias de electrones) de un compuesto y la oxidación (pérdida de electrones) de otro. En este caso las reacciones se llevan a cabo por contacto directo entre el oxidante (el que acepta electrones) y el reductor (el que pierde electrones). (Foth, 1997)

En el caso de reacciones electroquímicas el proceso redox es similar, con la única diferencia de que el aceptor y el donador de electrones son electrodos y además de que el agente oxidante y el agente reductor están separados físicamente en un arreglo conocido como celda electroquímica, en donde el cátodo es el electrodo en donde se lleva a cabo una reacción de reducción y el ánodo es el lugar en donde tiene lugar una oxidación. Por ejemplo, la oxidación del hierro metálico provoca hierro iónico. (Heng, Nikraz, & Tse Hung, 2010)

El electrodo en una reacción electroquímica es la parte dentro del circuito electroquímico en donde el contacto físico es hecho con las sustancias de interés y donde las reacciones de transferencia de carga toman lugar. Cabe mencionar que hay procesos electroquímicos en donde no hay transferencia de carga como en los procesos de adsorción. (Restrepo, 2006)

Cuando se alcanza una diferencia de potencial lo suficientemente grande, los electrones son transmitidos del electrodo cargado negativamente a los cationes presentes en el medio. Similarmente, en el electrodo cargado positivamente los aniones presentes son oxidados.

La corriente que fluye durante estas reacciones de transferencias de carga es llamada corriente Faradaica, ya que obedecen la ley de Faraday. (Walsh, 2001)

2.4.6 Ley de Faraday

La ley de Faraday establece que el número de moles producidos (N) en algún proceso electroquímico es directamente proporcional a la cantidad de carga que pasa por la celda electroquímica o reactor electroquímico. Puesto que la carga (q, en coulombios) es el producto de la corriente (I, en ampers) y el tiempo (t, en segundos), esto se expresa matemáticamente en la (Restrepo, 2006) Ecuación 4:

$$N (\text{mol}) * F (\text{C mol}^{-1}) = I (\text{C s}^{-1}) * t (\text{s}) \quad (4)$$

En donde N es la cantidad de moles producidos por electrones intercambiados y F es la constante de Faraday (96,485.3383 C/mol de e⁻) que representa la carga de una mol de electrones. Para que la corriente eléctrica pase a través de la celda, deberán ocurrir los procesos redox (farádicos) en ambos electrodos:

La importancia de la ley de Faraday en este trabajo, es que puede aplicarse para predecir la cantidad de sustancia producida en un reactor de electrocoagulación que trabaja con electrodos metálicos de sacrificio y que puede adaptarse a condiciones continuas de operación. (Diamadopoulos, 1994)

2.4.7 Reactores electroquímicos

Hasta 1940, los reactores electroquímicos se diseñaban en forma empírica empleando modelos que permitían simular la distribución de corriente sobre la superficie de los electrodos; aunque investigaciones posteriores demostraron que los modelos matemáticos que describían el comportamiento electroquímico eran muy similares a los modelos

empleados en diversos campos como la hidrodinámica, electrostática y al transporte de calor y materia.

Esta similitud sirvió para obtener soluciones aproximadas a problemas de carácter electroquímico pero los efectos cinéticos y la transferencia de masa aún no eran tomados en cuenta, al menos como criterios de diseño (Prentice G, 1990).

Aunque en la actualidad los reactores electroquímicos se utilizan para realizar determinaciones analíticas, para síntesis a escala industrial de diversos productos y como tecnología de tratamiento de agua, específicamente para éste último caso, aún no existe un procedimiento de diseño que tome en cuenta los factores electroquímicos, hidráulicos, fisicoquímicos y sus interacciones, así como su influencia en la remoción de uno o varios contaminantes específicos.

El reactor es el principal componente en un proceso electroquímico y su óptimo funcionamiento dependerá de la eficiencia de transporte de masa, puesto que la máxima densidad de corriente para una reacción es proporcional al coeficiente de transferencia de masa; esto es particularmente importante cuando la concentración requerida del producto es alta.

Eficientes condiciones de transporte de masa también minimizan las diferencias en la composición de la capa de reacción en la superficie de los electrodos y el seno de la solución; un ejemplo de los problemas que pueden presentarse es el cambio en el pH provocado por la hidrólisis del agua, esto puede llevar a contaminar los electrodos con los hidróxidos metálicos formados en el mismo proceso (Genders & Weinberg, 1990).

En reactores de operación continua con uno o varios pares de electrodos colocados en forma de platos paralelos el transporte de masa está determinado por:

- La velocidad de flujo o gasto volumétrico (Q),
- El diseño de los promotores de turbulencia, ya sea en compartimientos o los propios electrodos como en la concentración de burbujas de gas producidas en el proceso.

Otro factor muy importante que debe considerarse en el diseño de reactores electroquímicos es la distribución de corriente y potencial, puesto que la selectividad de las reacciones provocadas en la superficie de los electrodos depende de las magnitudes de ambos factores.

Debe asegurarse que el potencial en los electrodos no varíe con la posición, lo que también depende de la resistividad del material del que están hechos los electrodos, así como de sus dimensiones. (Holt, 2003)

En un reactor de electrocoagulación (EC) el agua a tratar (electrolito) pasa entre o a través de los electrodos donde los propios electrodos pueden ser usados como promotores de la transferencia de masa de los reactivos desde la superficie de los electrodos, al ser utilizados como mamparas. (Bueno, 1997)

2.4.8 Electrocoagulación

Un sistema de tratamiento alternativo basado en la tecnología electroquímica que en la última década ha aumentado su uso en América del Sur y Europa con resultados alentadores en el tratamiento de agua residual y potable es la Electrocoagulación (EC) (Rios, 2005).

Es un proceso electroquímico muy utilizado en el tratamiento de aguas residuales, por medio del cual se desestabilizan las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales, en los que el hierro y el aluminio son los más utilizados (Arango, 2005).

En el proceso de electrocoagulación hay generación de coagulantes in situ por la disolución de iones de aluminio o de hierro de los electrodos de aluminio o hierro respectivamente. La generación de iones metálicos

tienen lugar en el ánodo y en el cátodo hay liberación de burbujas de hidrógeno gaseoso las cuales ayudan a la flotación de las partículas floculadas, las mismas que serán retiradas posteriormente (Arango, 2005).

La electrocoagulación es utilizada en la remoción de contaminantes de muy diversas aguas residuales, tales como las de la industria de galvanoplastia, electro-plateado metálico, fábricas de envasados, industria del papel (desperdicios de molinos de papel), peleterías, molinos de acero, efluentes con contenido de cromo, plomo o mercurio y efluentes con contenido de aceites como los generados por talleres de maquinaria, refinerías, talleres de reparación de autos, transporte, almacenamiento y distribución de aceites, efluentes de la industria alimentaria, lavanderías e industria textil, y finalmente ha sido utilizada en la remoción de los contaminantes de las aguas para consumo humano y residuales domésticas (Arango, 2005).

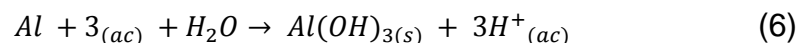
La electrocoagulación es un proceso electroquímico que además de la producción de cationes polivalentes a partir de ánodos de sacrificio (por ejemplo, hierro), genera gases de electrólisis como son el hidrógeno y el oxígeno que pueden ser aprovechables mediante la técnica denominada electro flotación (EF). (Barkley, 1993)

Durante el proceso, los cationes metálicos reaccionan con iones hidroxilo producidos en el cátodo para formar hidróxidos metálicos. En el caso de electrodos de hierro, hay 2 mecanismos viables para la producción de hidróxidos metálicos. (Barkley, 1993)

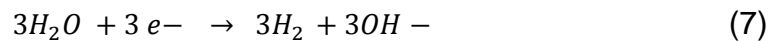
2.4.9 Mecanismos viables para la producción de hidróxido metálico

2.4.9.1 Reacciones con el electrodo de Aluminio.

a) Ánodo



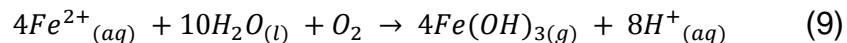
b) Cátodo



2.4.9.2 En medio ácido

Se dan las siguientes reacciones químicas:

c) Ánodo



d) Cátodo



La Reacción 8 presenta el mecanismo general del proceso en medio ácido.



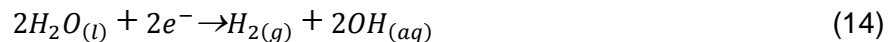
2.4.9.3 En medio básico

Se dan las siguientes reacciones químicas:

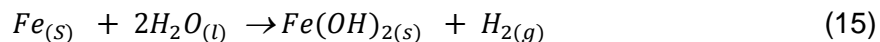
e) Ánodo



f) Cátodo



La Reacción 12 presenta el mecanismo general del proceso total en medio básico:



Una vez que el hidróxido de hierro se genera, éste remueve contaminantes por complejación de superficie y atracción electrostática. Los contaminantes, se presume, actúan como ligantes para formar un enlace con el ión hierro. Incluso, el ión hidroxilo formado

durante la reacción contiene cargas positivas y negativas las cuales atraen coloides de carga opuesta logrando removerlas de la solución.

Básicamente, una unidad o reactor de electrocoagulación es una celda electroquímica en donde la producción de coagulantes, a diferencia de la clarificación química, se realiza in situ mediante la electrodisolución de un electrodo anódico metálico de sacrificio, usualmente hierro y aluminio; (Holt, 2003).

En este proceso las especies iónicas son removidas del agua por reacción con a) un ión de carga opuesta y b) por adsorción con los flóculos de hidróxidos metálicos generados. El reactor de electrocoagulación reemplaza a la unidad de mezcla rápida, tal como se muestra en la Figura 2.2.

La elección del tipo de reactor de electrocoagulación depende de si el modo de operación será discontinuo o continuo y de si se acoplará con una unidad de electroflotación (EF), aprovechando las burbujas generadas en el proceso, o con una etapa de sedimentación.

Para aplicación en potabilización de agua, la opción más conveniente es la de flujo continuo para acoplarlo a la etapa de floculación y sedimentación, como en el caso de la Clarificación Convencional, por lo que la producción de gases debe reducirse a lo menos posible para evitar la desestabilización de los flóculos formados durante el proceso, lo que se consigue manteniendo una baja densidad de corriente y un eficiente sistema de eliminación de gas.

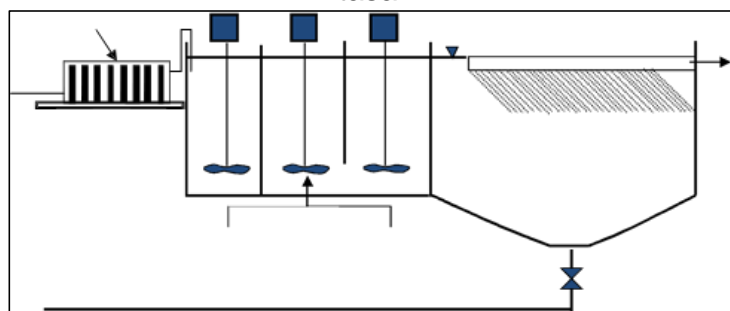
Esta tecnología tiene entre sus ventajas que requiere equipos relativamente simples, es fácil de utilizar y su operación es flexible; no requiere la adición de químicos, lo que implica que no hay incremento en el contenido de sales como en el caso del tratamiento químico convencional (Phutdhawong, 2000).

Se alcanza una reducción en la generación de lodos de hasta un 50 %; los flóculos formados por EC son similares a los flóculos producidos por coagulación química, excepto que los primeros tienden a ser mucho más largos, contienen menos agua superficial, son ácido-resistentes y son más estables, por ello pueden ser separados más rápido por filtración (Mollah, 2001).

La EC tiene la ventaja de remover las partículas coloidales más pequeñas debido a que el campo eléctrico aplicado incrementa su movimiento facilitando la coagulación, además evita el uso de agentes químicos eliminando así el problema de neutralizar el exceso (Mollah, 2001).

Tal como lo indica la literatura, la electrocoagulación no es una tecnología reciente ya que los primeros estudios reportados datan de finales del siglo XIX, incluso en las primeras décadas del siglo XX se diseñaron plantas de tratamiento para aguas residuales municipales. Sin embargo, aun cuando fueron puestas en operación, alrededor de los años 30, esta planta fue abandonada debido a los altos costos de operación y la aparición de todo tipo de coagulantes comerciales relativamente más baratos. (Mollah, Fundamentals present and future perspectives of electrocoagulation, 2004)

Figura 2.2 Esquema de la electrocoagulación en una unidad de alta tasa.



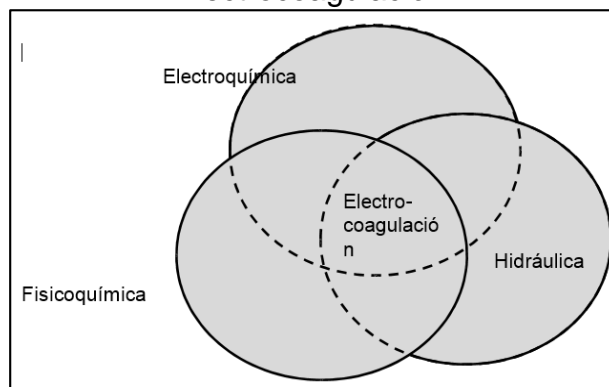
(Mollah, Diario de materiales peligrosos , 2001)

Actualmente, el interés de esta tecnología se ha renovado con miras al diseño de plantas de tratamiento de operación continua especialmente para aplicaciones industriales particulares; esto aunado a su comprobada habilidad para remover eficientemente diversos contaminantes y a su inherente simplicidad en el diseño y operación del reactor ha provocado que la EC sea nuevamente valorada como una posible tecnología de tratamiento de bajo costo.

Una revisión de los trabajos realizados sobre la tecnología EC pone de manifiesto la falta de un procedimiento sistemático para el diseño y operación de reactores electroquímicos. De los reportes de diseños a escala laboratorio, piloto e industrial tanto en unidades independientes como unidades complemente integradas dentro del sistema de purificación ciertamente no hay un diseño de reactor dominante hasta hoy. (Barkley, 1993)

Actualmente el diseño a escala industrial de reactores de electrocoagulación se basa en criterios empíricos debido a la falta de modelos disponibles que incluyan los principales factores que permitan su optimización. Dichos modelos deberán considerar factores que influyen en las etapas fisicoquímica, electroquímica e hidráulica del proceso, así como sus interacciones (Figura 2.3).

Figura 2.3 Principales aspectos que intervienen en la Electrocoagulación.



(Barkley, 1993)

Los factores de la etapa fisicoquímica e hidráulica que intervienen en la coagulación química también influyen en la electrocoagulación puesto que los mecanismos de remoción de contaminantes son los mismos. Así mismo, una mezcla lenta adecuada permitirá la formación de flóculos que, por sus características de estabilidad, de composición y de tamaño e hidratación puedan ser removidos fácilmente por sedimentación. Tales características dependen del tipo de coagulante empleado y de los gradientes de floculación aplicados. A continuación, se presentan los factores que influyen en la EC, específicamente en la eficiencia de producción de coagulante y en la pasivación. (Barkley, 1993)

2.4.10 Mecanismos del proceso de electrocoagulación

En la electrólisis ocurren una serie de procesos físicos y químicos que permiten la remoción de los contaminantes. Estos procesos se pueden describir de la siguiente manera:

En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos.

El ánodo provee iones metálicos. A este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse. (Restrepo, 2006).

Los iones producidos cumplen la función de desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua. Cuando estas cargas se han neutralizado los sistemas que mantienen las partículas en suspensión desaparecen, permitiendo la formación de agregados de los contaminantes e iniciando así el proceso de coagulación. Los iones que proveen los electrodos desencadenan un proceso de eliminación de contaminantes que se puede dar por dos vías: la primera por reacciones químicas y precipitación y la segunda

procesos físicos de agregación de coloides, que dependiendo de su densidad pueden flotar o precipitar.

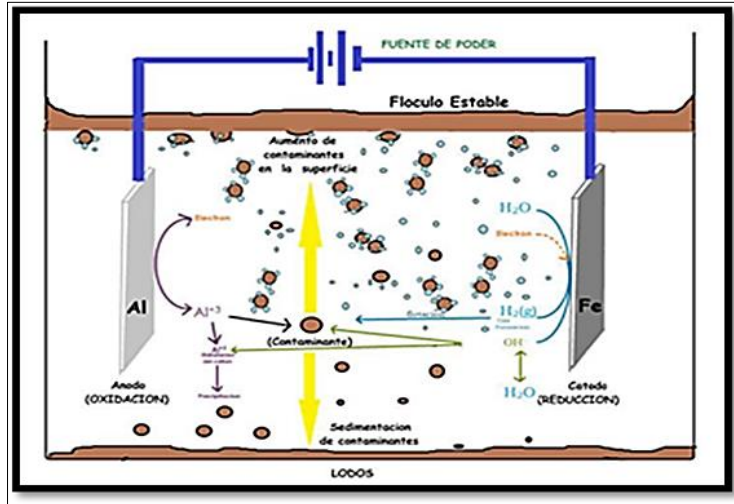
Las reacciones más importantes que pueden sufrir las partículas de contaminantes son: hidrólisis, electrólisis, reacciones de ionización y formación de radicales libres. Estas reacciones cambian las propiedades del sistema agua - contaminantes, que conlleva a la eliminación de la carga contaminante del agua. (Restrepo, 2006).

De acuerdo con la ley de Faraday, que rige el proceso de electrocoagulación, la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a la cantidad de cargas que pasan a través del sistema, y el número total de moles de sustancia formada en un electrodo está relacionado por estequiometría con la cantidad de electricidad puesta en el sistema.

A diferencia de la coagulación química, proceso en el cual el coagulante es adicionado al sistema como agente químico, en la electrocoagulación el coagulante es formado in situ mediante las reacciones dadas por la disolución de iones del metal que conforma el electrodo de sacrificio. Como se explicó anteriormente, la producción de iones metálicos se da en el ánodo y son los iones que, por oxidación electrolítica, dan origen a la sustancia química que hace las veces de coagulante. (Restrepo, 2006).

Se considera que en el proceso de electrocoagulación intervienen tres etapas: inicialmente se forma el coagulante por oxidación electrolítica del metal del ánodo, luego se da la desestabilización de los contaminantes y emulsiones y, finalmente, se produce la formación de flóculos por agregación de partículas del contaminante o adsorción de éstas en el coagulante. (Restrepo, 2006).

Figura 2.4. Esquema de una celda de electrocoagulación.



(Mollah, Fundamentals present and future perspectives of electrocoagulation, 2004).

2.4.11 Factores que afectan al proceso de electrocoagulación

Son muchos los factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación y algunos de estos factores tienen mayor influencia sobre el proceso. A continuación, discutiremos aquellos que se relacionan más directamente con la eficiencia del mismo pH.

El pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido. Se ha observado en diferentes investigaciones que el pH varía durante el proceso de electrocoagulación, y esta variación es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar. El pH durante el proceso puede incrementarse para aguas residuales ácidas, efecto atribuido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo. En contraposición, en aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer y, dependiendo de la naturaleza del contaminante, el pH influye sobre la eficiencia del proceso. (Restrepo, 2006).

Las reacciones que se dan durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso capacidad buffer. Especialmente en aguas residuales alcalinas, esta propiedad previene grandes cambios de pH

con lo cual son menores las dosificaciones de sustancias químicas para regular el pH. (Restrepo, 2006).

2.4.11.1 Densidad de corriente

Como las variables eléctricas en el proceso de electrocoagulación son los parámetros que más influyen en la remoción del contaminante de un agua residual y están ligados a factores económicos, se debe prestar mayor atención a su estudio. (Restrepo, 2006).

La eficiencia en la remoción y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente. Para algunas conductividades del medio acuoso el consumo de energía se incrementa proporcionalmente con los aumentos de conductividad, lo que conlleva a un consumo mayor de energía. Para altos consumos de energía se presentan pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica, produciéndose un aumento en la temperatura del medio acuoso. (Restrepo, 2006).

El suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al^{+3} o hierros Fe^{+2} , liberados por los respectivos electrodos.

En general un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante. Una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficiencia. La selección de la densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación, como pH y temperatura. (Cisneros, 2001)

La energía eléctrica que se suministra a la celda electroquímica puede ser mediante corriente alterna (CA) o bien como corriente directa (CD). Las características propias del paso de cada una de las corrientes a través del medio acuoso generan diferentes respuestas electroquímicas entre las placas y el agua residual tratada. Cuando se suministra corriente directa se produce en el cátodo una

impermeabilización, lo que causa una menor eficiencia en la remoción. (Chen S. , 2003)

2.4.11.2 Conductividad

Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente. Cuando se mantiene constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, se produce una disminución del voltaje aplicado. (Restrepo, 2006).

La adición de algunos electrólitos tales como NaCl o CaCl₂ genera un aumento en la conductividad del agua residual. Además, se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO³⁻ y SO⁴⁼, pues la presencia de iones carbonatos o sulfatos pueden conducir a la precipitación de Ca⁺² y Mg⁺² produciendo una capa insoluble depositada sobre los electrodos que aumentaría el potencial entre éstos, decreciendo así la eficiencia de la corriente. Se recomienda, sin embargo, que para un proceso de electrocoagulación normal se mantengan cantidades de Cl⁻ alrededor del 20%. (Restrepo, 2006).

2.4.11.3 Temperatura

Los efectos de la temperatura sobre la electrocoagulación no han sido muy investigados, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60° C, punto donde se hace máxima para luego decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura es atribuido al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo. (Restrepo, 2006).

2.4.11.4 Tiempo

El tiempo de residencia, indican algunos autores determina que a mayor valor, mayor es la cantidad de sólidos formados, debido a que

se favorece tanto los procesos de electrodos como la floculación y precipitación de los sólidos. Se producen más gases, que, al ascender, llevan las partículas de óxido a la superficie en forma de espuma y a su vez promueve el crecimiento de los flóculos y su posterior precipitación. Un pequeño cambio del tiempo representa una gran influencia en la cantidad de sólidos obtenidos. Sin embargo, estos mismos autores señalan que sus variaciones resultan estadísticamente menos significativas que las variaciones de pH, ya que éste, está muy vinculado a la constante del producto de solubilidad (K_{ps}) la cual debe disminuir al elevarse el mismo, lo que significa que los sólidos son más insolubles y por tanto se obtiene una mayor precipitación de los mismos en la medida que el pH aumenta. (Prieto, 2012).

2.4.12 Factores que influyen en la Electrocoagulación

Entre los principales factores del diseño de un reactor EC que deben considerarse se encuentran:

2.4.12.1 Material de electrodos

El tipo de material de los electrodos es un factor importante que influye en la eficiencia del tratamiento por electrocoagulación. Estudios realizados con diferentes pares ánodo- cátodo de hierro (Fe-Fe), aluminio (Al-Al) o combinados (Fe-Al) (Al-Fe) demostraron que el par Al-Fe logró remover eficientemente DQO (Demanda Química de Oxígeno), turbiedad y cobre. Sin embargo, se observó que el par (Fe/Fe) produjo hasta 9 veces menos volumen de lodos por volumen de agua tratada en comparación al par (Al-Fe) (Chen S. , 2003).

Los materiales más empleados como electrodos de sacrificio son el aluminio y el hierro, sin embargo, la utilización de electrodos de aluminio tiende a ser minimizada con respecto a los de hierro, debido a los problemas de disposición de los lodos conteniendo ese metal y a la alta pasivación de dicho material.

Electrodos inertes, como el titanio, y el paso de una corriente alterna

también remueve iones metálicos y promueve la coagulación de sólidos suspendidos. En este caso, el movimiento electroforético concentra las partículas de carga negativa en el ánodo y por neutralización de cargas se facilita la coagulación.

El acero inoxidable suele utilizarse como simple conductor de electricidad en conjunto con ánodos de desgaste para promover las reacciones de óxido-reducción, en cambio, el aluminio y hierro son utilizadas como conductores y como electrodos de desgaste.

2.4.12.2 Pasivación de electrodos

La pasivación de los electrodos es uno de los factores que afectan el desempeño de la tecnología de EC y su presencia limita la emisión de iones metálicos debido a que se forma una capa, usualmente de óxido, sobre la superficie del electrodo, lo que disminuye la eficiencia de tratamiento (debido a la baja adición de coagulantes en la solución) aumentando los costos de operación. (Rios, 2005).

Estudios sobre el mecanismo de la Pasivación anódica en la electrocoagulación han sugerido que esta puede prevenirse invirtiendo la polaridad de los electrodos cada determinado tiempo, adicionando iones cloruro en el medio, así como manteniendo una turbulencia óptima del mismo.

2.4.12.3 Distancia o separación entre electrodos

Es común encontrar en aplicaciones electroquímicas una separación entre electrodos que van desde 0,2 hasta 3, esto depende principalmente del tipo de proceso que se lleve a cabo, es decir, discontinuo o continuo.

La importancia de la separación radica en el voltaje aplicado al sistema, el cual depende de este factor además de la conductividad, la corriente y el área de electrodos. La separación entre electrodos se relaciona también con el gradiente debido a la pérdida de carga hidráulica entre los electrodos.

2.4.12.4 Densidad de corriente

La densidad de corriente influye sobre la generación de burbujas, lo que podría afectar en la eficiencia del reactor y en la sedimentación. De igual manera, influye tanto en el mezclado de la solución como en la transferencia de masa hacia o desde los electrodos.

2.4.12.5 Área de los electrodos

La escala de las aplicaciones electroquímicas es diversa y va desde microelectrodos con área de 10^{-10} m² hasta grandes platos colocados en serie con un área total de electrodos del orden de 10^4 m². La corriente total de celda puede variar de 10^{-9} hasta mayores a 10^6 amperes.

Las dimensiones de los electrodos es otro factor importante en el diseño de un reactor de electrocoagulación, puesto que la densidad máxima de corriente será menor conforme el área de contacto de los electrodos aumente. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que conforme el área de los electrodos aumenta, también lo hace el tiempo de residencia.

Los electrodos que se utilizan en EC varían ampliamente en diseño, tipo de materiales y modo de operación que van de arreglos simples de placas verticales hasta reactores de lechos empacados (Barkley, 1993); (Ogutveren, 1992).

2.4.12.6 Gradientes de mezcla rápida

La importancia de este parámetro fue definida anteriormente, pero en este trabajo la aplicación de un valor determinado de Gt dependerá principalmente del caudal (Q) y de la separación entre electrodos.

2.4.12.7 Contaminantes presentes en el medio

La electrocoagulación no tiende a remover materiales que no formen precipitados, tales como sodio, potasio, solventes de bajo peso molecular (tolueno, benceno), sin embargo, bajo ciertas condiciones convertirá los iones cloro a gas cloro, nitratos a amonio, o podrá oxidar

o reducir ciertos compuestos orgánicos (Walsh, 2001)

Trabajos anteriores demostraron que la presencia de iones nitratos y sulfatos no afectan la eficiencia de corriente independientemente del pH, siempre y cuando existan cloruros en el medio. Autores como Avsar (2007) mencionan que la presencia de iones cloruro (Cl^-) en un 20 % en el medio reduce los efectos antagónicos de otro ion como el bicarbonato (HCO_3^-).

Adicionalmente, la presencia de una corriente eléctrica y de cloruros en el agua puede generar reacciones que provoquen la destrucción de microorganismos patógenos mediante la formación del ácido hipocloroso (HOCl) y del ion hipoclorito (OCl^-).

2.4.13 Reactores para procesos de electrocoagulación

Los reactores para la electrocoagulación pueden clasificarse en primera instancia como reactores tipo batch o reactores de sistema continuo. La selección de uno de estos tipos de reactor depende de las características del contaminante y de su concentración, así como de las cantidades de agua residual a tratar. (Restrepo, 2006).

Una segunda clasificación de los reactores está dada en función de la flotación. Una vez que el contaminante ha sufrido el proceso de coagulación existen dos formas de separarlo del medio acuoso, a saber: flotación y sedimentación. Así pues, los reactores pueden diseñarse como reactores con sólo coagulación, o con coagulación y flotación. Son llamados reactores de sólo coagulación aquellos que no aprovechan la electrocoagulación para generar burbujas que separen los agregados (flóculos) del contaminante por flotación, mientras que los reactores en los que se aprovechan las burbujas generadas para realizar la flotación de los agregados del contaminante, reciben el nombre de reactores de coagulación y flotación. (Restrepo, 2006).

Seguidamente describiremos a más detalle cada tipo de reactor:

2.4.13.1 Tipo Bach

El reactor tipo bach, encontramos que éste debe operar con un volumen determinado de agua residual para tratar en un ciclo. Tiene como desventaja que sus condiciones cambian con el tiempo, pero tiene también la ventaja de ser simple y de bajo costo para el tratamiento localizado de aguas. (Restrepo, 2006).

El reactor utilizado para realizar la electrocoagulación en una operación por bach, en su forma más simple, está formado por una celda electroquímica con un ánodo y un cátodo dispuestos en forma vertical y conectada a una fuente de energía externa (Arango, 2005). El material anódico se corroe eléctricamente debido a la oxidación, mientras que el cátodo permanece pasivo.

El diseño formado por un par de electrodos no es el más adecuado a la hora del proceso ya que para obtener una adecuada disolución del metal se requiere de electrodos de gran área superficial, es por esta razón que se utilizan celdas con electrodos monopolares en paralelo o conectados en serie.

El sistema para la electrocoagulación requiere de una fuente de corriente directa, un regulador de densidad de corriente y de un multímetro para leer los valores de corriente. En la Figura 5 se muestran dos reactores para electrocoagulación con electrodos en paralelo. (Mollah, 2001).

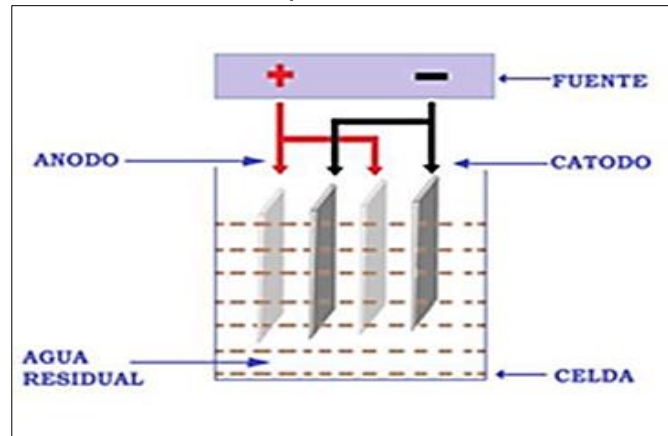
2.4.13.2 Monopolar

Los electrodos están conectados en paralelo y sometidos al mismo potencial, lo cual genera mayor gasto de energía.

2.4.13.3 En Paralelo

En la disposición Monopolar en paralelo la corriente eléctrica se reparte entre todos los electrodos en relación a la resistencia de las células individuales. (Mollah, 2001). En la siguiente figura se aprecia la distribución de los electrodos.

Figura 2.5 Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.

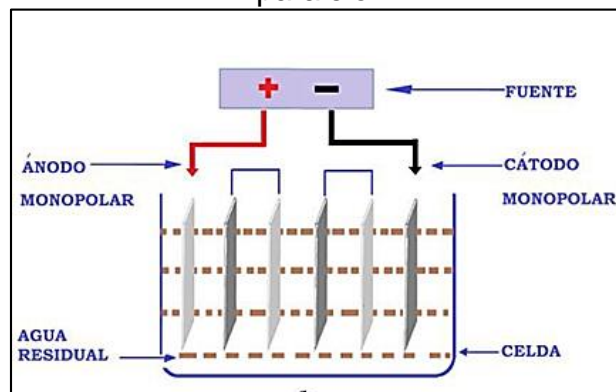


Fuente: (Mollah, 2001)

2.4.13.4 En serie

La disposición de electrodos monopolares en serie se observa que cada par de electrodos de sacrificio está conectado internamente uno con el otro, y no tiene interconexiones con los electrodos externos. Esta disposición de electrodos monopolares con celdas en serie es eléctricamente similar a una única célula con muchos electrodos e interconexiones. En disposición en serie de electrodos, se requiere una diferencia de potencial más alta para una corriente dada porque las células conectadas en serie tienen una mayor resistencia. (Mollah, 2001).

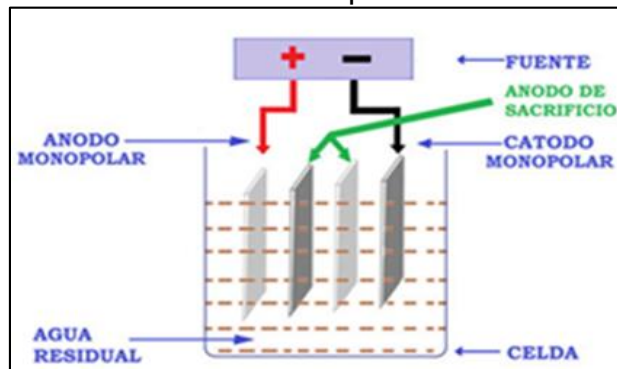
Figura 2.6. Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.



Fuente: (Mollah, 2001)

La configuración bipolar trabaja a menor intensidad y mayor voltaje que la monopolar. Las celdas bipolares tienen la ventaja de la sencillez de su disposición, ya que sólo es necesaria la conexión de dos electrodos (electrodos alimentadores), y por tanto el espacio entre los electrodos puede ser más pequeño. Sin embargo, el elevado potencial entre los electrodos alimentadores también origina que una parte de corriente fluya a través de la disolución causando un bypass de corriente a los electrodos bipolares y produciendo por tanto pérdidas de corriente. (Mollah, 2001).

Figura 2.7. Reactor con electrodos bipolares conectados en paralelo.



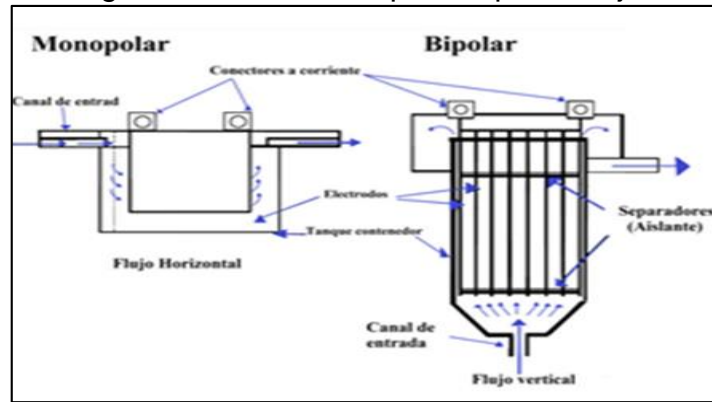
Fuente: (Mollah, 2001)

2.4.14 Reactores por el tipo de flujo

Los reactores se pueden clasificar en unidades de flujo horizontal y vertical. Esta disposición puede tener importancia cuando se pretende aprovechar el movimiento provocado por el oxígeno y el hidrógeno generados en los procesos anódicos y catódicos de oxidación y reducción del agua, respectivamente. Además, en función del modo de circulación del agua a tratar entre los electrodos, se pueden encontrar celdas de canales múltiples o bien de un sólo canal, tal y como se observa en la siguiente figura 2.8. La ventaja de las celdas de canales múltiples se encuentra en la sencillez de su disposición. Sin embargo, debido al pequeño caudal de electrolito en cada uno de los canales,

esta disposición puede favorecer el fenómeno de pasivación de los electrodos. (Chen, 2004).

Figura 2.8. Reactores por el tipo de flujo.

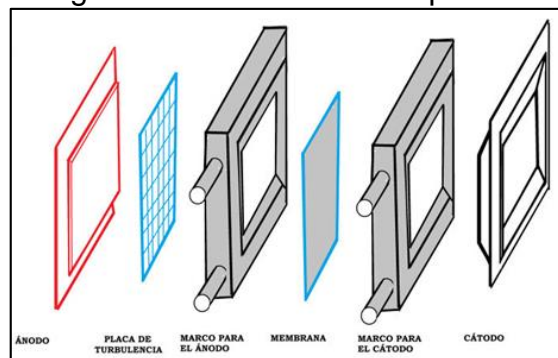


Fuente: (Chen, 2004)

2.4.15 Reactor filtro prensa

Uno de ellos es el tipo filtro prensa, constituido por un par de marcos. Uno de ellos soporta el ánodo y el otro el cátodo en forma de placas, de manera que su acople forma una cámara como se muestra en la figura 2.9. El agua a ser tratada entra por la parte lateral a la cámara y es inducida a flujo turbulento, para incrementar la eficiencia del proceso. Este sistema hace que su operación y mantenimiento sean relativamente simples. (Restrepo, 2006), (Chen, 2004).

Figura 2.9. Reactores filtro prensa.



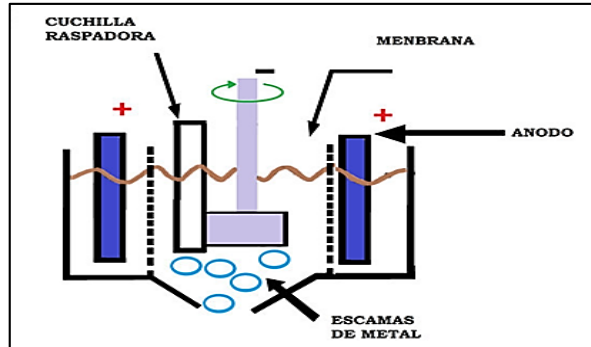
Fuente: (Chen, 2004)

2.4.16 Reactor de electrodo cilíndrico rotativo

Para la remoción de metales se usa el reactor de electrodo cilíndrico rotativo en el cual el cátodo gira en el centro de la celda y el ánodo se

encuentra fijo como se muestra en la siguiente figura. Esta disposición permite aumentar la transferencia de masa en los electrodos y remover partículas de metal del cátodo. (Chen, 2004).

Figura 2.10. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.



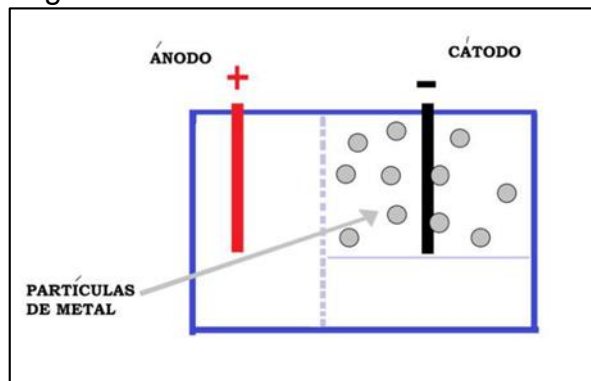
Fuente: (Chen, 2004)

2.4.17 Reactor de lecho fluidizado

Finalmente, también es usado para la remoción de metales, un reactor de lecho fluidizado mostrado en la figura 2.11. Este permite aumentar el área específica superficial mejorando la eficiencia del proceso.

Los materiales usados en el ánodo deben ser dimensionalmente estables, por ejemplo, como el acero que se utiliza en los reactores para la recuperación de metales. Los electrodos más modernos son fabricados de titanio con una pequeña capa de óxidos de metales nobles. Sin embargo, el material más comúnmente utilizado es el aluminio. El cátodo puede ser de metal, grafito, fibras de carbón, acero o titanio. (Chen, 2004).

Figura 2.11. Reactor de lecho fluidizado.



Fuente: (Chen, 2004)

2.4.18 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Son muchas las ventajas y desventajas de la electrocoagulación entre las más importantes tenemos:

2.4.18.1 Ventajas:

Son muchas las ventajas de la electrocoagulación. Entre las más relevantes están:

- Los costos de operación son menores comparativamente con los de procesos convencionales usando polímeros.
- Requiere de equipos simples y de fácil operación.
- Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.
- Genera lodos más compactos y en menor cantidad, lo que representa un problema de disposición final de lodos.
- Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada.
- Alta efectividad de remoción en un amplio rango de contaminantes.
- Purifica el agua y permite su reciclaje.
- El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.
- Reduce la contaminación en los cuerpos de agua.
- El agua tratada por electrocoagulación contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, situación que disminuye los costos de tratamiento de estos efluentes en el caso de ser reusados.
- Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.
- Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la superficie del agua tratada, donde pueden ser removidos con mayor facilidad.

2.4.18.2 Desventajas

- Es necesario reponer los electrodos de sacrificio.

- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- No es efectivo en la remoción de DBO soluble, proveniente de solventes y anticongelantes.
- El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso. (Restrepo, 2006).

2.4.19 Aplicaciones de la electrocoagulación

Se ha aplicado la electrocoagulación para la remoción de diversas aguas residuales. En muchos casos se hace una combinación de esta técnica con flotación promovida también por electrólisis (electroflotación), cuya finalidad es aumentar la eficiencia de remoción del contaminante. Esto se realiza en un proceso en la misma celda, o en celdas consecutivas. Una de las aplicaciones más conocidas ha sido el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico, proceso que busca remover la carga de metales solubles en las descargas de una industria por demás contaminante. (Restrepo, 2006).

La industria metalúrgica, la de producción de cromo, las curtiembres y la industria de fertilizantes, utilizan en sus procesos cromo, elemento de una alta toxicidad. Las descargas de cromo son muy reguladas a nivel mundial y para su remoción se utilizan métodos convencionales que incluyen adsorción, precipitación química y degradación biológica, entre otros. La electrocoagulación combinada con electroflotación ha sido probada como alternativa para la remoción del cromo. Este tratamiento ha permitido obtener aguas tratadas con concentraciones de cromo por debajo de 0,5 ppm. (Restrepo, 2006).

La industria mecánica, las refinerías, los talleres de reparación automotriz, el transporte y la distribución y almacenamiento de aceites, producen aguas residuales con altos contenidos de elementos

propiamente aceitosos y grasosos, que se caracterizan por presentar una gran estabilidad química de sus emulsiones aceite-agua. Esto representa una problemática ambiental importante. La electrocoagulación ha mostrado alta efectividad en desestabilizar dichas emulsiones y la consecuente remoción de los aceites y grasas. (Restrepo, 2006).

La electrocoagulación también ha sido utilizada en el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimentaria, estas aguas se caracterizan por altos contenidos de DBO y DQO (demanda química de oxígeno), además de altos porcentajes de grasas. Una investigación realizada con las aguas residuales de los restaurantes de la ciudad de Hong Kong, las cuales fueron tratadas por electrocoagulación y electroflotación, mostró remociones de 99 y 88 % en grasas y DQO respectivamente. (Restrepo, 2006).

Una de las áreas de aplicación en las cuales se han desarrollado algunos avances importantes de esta tecnología y que incluso ha tenido mayor implementación de la misma, es el tratamiento de las aguas residuales de lavanderías, tintorerías e industria textil, obteniendo eficiencias importantes en la remoción de materia orgánica, turbiedad y color (Restrepo, 2006).

La electrocoagulación también ha sido probada en la potabilización de aguas. Es importante resaltar que el paso de la corriente eléctrica a través del agua a tratar tiene efecto desinfectante en cuanto que destruye, en porcentajes por encima del 99 %, los microorganismos presentes en el agua, en esta misma aplicación se ha venido estudiando la electrocoagulación con buenos resultados en el tratamiento de aguas para consumo humano contaminadas con arsénico, contaminación ésta que puede afectar la salud de la población mundial ya que puede ocurrir en cualquier región o país. (Restrepo, 2006).

Otras posibles aplicaciones de la electrocoagulación están dadas en la remoción de nitratos en aguas superficiales y subterráneas contaminadas por nitratos lixiviados, procedentes de los fertilizantes artificiales usados en los cultivos. Finalmente, la electrocoagulación también ha sido probada en el tratamiento de aguas cuyos contaminantes son materia orgánica, como DBO en aguas residuales domésticas y efluentes de la industria de los colorantes. (Restrepo, 2006).

2.4.20 Lodo del proceso de electrocoagulación.

El lodo residual extraído de los procesos de tratamiento de las aguas residuales, ya sean biológicos o fisicoquímicos, generalmente suele ser un líquido o líquido semisólido con gran contenido en agua en sólidos. La producción de lodo residual en los tratamientos de aguas residuales es muy alta, por lo cual se convierte en un problema muy complejo ya que son costosos y difíciles de tratar. Este lodo proveniente del tratamiento de aguas es un muy difícil de manejar por su alto contenido de agua, por lo cual requiere un tratamiento adicional para secarlo y estabilizarlo, con diversos tipos de tratamiento, luego de esto al reducir el volumen se procede a su disposición final, que generalmente es un vertedero de residuos peligrosos.

Los lodos pueden ser de dos tipos:

2.4.20.1 Lodo residual domestico

Este lodo tiene mayor contenido de materia orgánica y por provenir de un tratamiento biológico contiene mayor cantidad de agua.

2.4.20.2 Lodo residual industrial

Este lodo se obtiene al tratar los efluentes de todos los procesos industriales, generalmente proviene de un tratamiento físico químico, conteniendo una menor cantidad materia orgánica y un alto de porcentaje de agua en su composición. En el caso de esta investigación, trabajaremos con este tipo de lodo ya que es un efluente

de una industria de pintura.

Una de las ventajas de la electrocoagulación ofrece es que sus lodos residuales son muchos más secos y estabilizados que los lodos residuales obtenidos en otros procesos convencionales como el físico químico y lodos activados, esto es de gran beneficio para ahorrar costos en su tratamiento, para luego realizar su disposición final.

Otro aspecto muy importante es que el volumen de los lodos producidos en la electrocoagulación es mucho menor de lo que se obtiene por coagulación química que es el tratamiento convencional, debido a que los primeros están menos hidratados.

En la siguiente tabla apreciaremos las características más importantes de los lodos producidos por efluentes domésticos e industriales, esto nos sirven de referencia del lodo obtenido en diversos tipos de tratamiento. (Chen, 2004)

Tabla 2.1. Características de los lodos.

Unidad	% humedad del lodo		Densidad relativa	
	Intervalo	Típico	Sólidos	Lodo
Sedimentación	88-96	95	1,4	1,02
Filtro percolador	91-95	93	1,5	1,025
Precipitación	-	93	1,7	1,03
Lodos activados	90-93	92	1,3	1,005
Tanques sépticos	-	93	1,7	1,03
Tanque imhoff	90-95	90	1,6	1,04
Aireación prolongada	88-92	90	1,3	1,015
Lodo primario	90-95	93	1,4	1,02
Laguna aireada	88-92	90	1,3	1,01
Lodo primario	93-97	96	1,4	1,012

Fuente: (Chen, 2004)

2.4.21 La gestión de los residuos urbanos

Mucho ha evolucionado la denominada gestión de residuos urbanos (RU) desde su recogida mediante vehículos de tiro animal allá por los años 1900 pasando por el camión motorizado con ruedas macizas en

el año 1925 y hasta nuestros días con la utilización de vehículo especializado equipado con mecanismos de carga descarga.

Con anterioridad a su recogida selectiva su gestión era mucho más rudimentaria, dado que la ausencia de envases y envoltorio en los alimentos, permitía su utilización como abono o como materia prima para elaboración de piensos artesanales (restos orgánicos + cereales) para animales en explotaciones agrarias familiares y para animales de compañía.

Las distintas Administraciones Públicas, en su día, se plantearon normalizar la gestión de Residuos, de forma especial, incidiendo en los riesgos de contaminación sobre el Medio Ambiente. Como resultado de esta problemática, surgen todas las Normativas de rango Mundial, europeo, Nacional, Autonómico y Local que, en forma de Acuerdos Internacionales, Directivas Comunitarias, Reales Decretos, Planes y Ordenanzas, se encuentran en nuestros días en vigor. Consecuentemente, con el cumplimiento de la Normativa para la Gestión Integral de los Residuos Urbanos, surgen infraestructuras especializadas para su depósito en vertederos controlados denominados “Depósitos de Seguridad” y para su reutilización, reciclado y revalorización en los denominados: Centros de Tratamiento de Residuos (CTRs) . (Gobierno del Distrito Federal, 2002)

Sin embargo, como consecuencia de la implantación de estas infraestructuras aparece un problema que es la generación de lixiviados que están constituidos por cualquier líquido que penetre a través de los residuos depositados y que sea emitido o esté contenido en un depósito controlado.

2.4.21.1 Vertederos controlados (depósitos de seguridad)

La Directiva 1999/31/CE, del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos, establece un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertederos. Transpuesta por el Real

Decreto 1841/2001 de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, reglamenta todos los procedimientos para depositar los residuos de las distintas categorías (peligrosos, no peligrosos y residuos inertes) mediante depósito en vertedero.

Dicho Real Decreto, en su Anexo I, desglosa los Requisitos generales para todas las clases de vertederos. En su apartado 2. Control de aguas y gestión de lixiviados dice textualmente: “Se tomarán las medidas oportunas con respecto a las características del vertedero y a las condiciones meteorológicas, con objeto de controlar el agua de las precipitaciones que penetren en el vaso del vertedero, impedir que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos, recoger y controlar las aguas contaminadas y los lixiviados, tratar las aguas contaminadas y los lixiviados recogidos del vertedero de forma que se cumpla la norma adecuada requerida para su vertido, aplicando técnicas adecuadas para ello” (Cisneros, 2001).

El mismo Real Decreto en el apartado 3 de su Anexo I, al hablar de la “Protección del suelo y de las aguas”, señala que todo vertedero deberá estar ubicado y diseñado de tal manera que disminuya al máximo los riesgos de contaminación de suelos y aguas. Reseña además cuales son las exigencias mínimas de permeabilidad de los terrenos donde se asentarán los vertederos, así como, de la base y los taludes de los mismos que, según el tipo de vertedero, deberá cumplir:

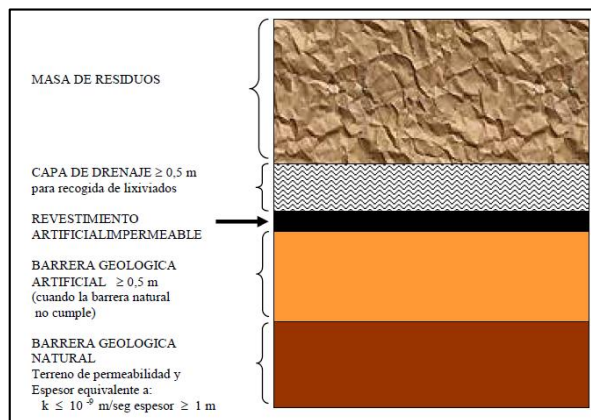
- Vertederos para residuos peligrosos: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 5 m.
- Vertederos para residuos no peligrosos: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; espesor ≥ 1 m.
- Vertederos para residuos inertes: $k \leq 1,0 \times 10^{-7}$; espesor ≥ 1 m.
(Siendo k = coeficiente de permeabilidad; m/s = metro/segundo).

Indica asimismo que, cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones antes mencionadas, podrá complementarse con barreras sintéticas a base de productos sintéticos, denominados geosintéticos, donde como elemento principal de impermeabilización se utilizan geomembranas (láminas) de polietileno de alta densidad (PEAD) que tienen un coeficiente de permeabilidad de aproximadamente 10^{-14} m/s por milímetro de espesor de lámina.

Esta barrera artificial impermeable al estar instalada debajo de los residuos, permite mantener en un mínimo la acumulación de lixiviados en la base del vertedero.

La figura 2.12 muestra el esquema para los vertederos no peligrosos en donde se encuadran los residuos domiciliarios.

Figura 2.12. Esquema de barrera sintética para aislamiento de vertederos.



Fuente: (Mollah, Diario de materiales peligrosos , 2001)

2.4.21.2 Centro de tratamiento de residuos (CTR)

En la última década, y a raíz del grado de cumplimiento de las exigencias descritas en las Directivas Comunitarias y en las legislaciones transpuestas por los Países miembros, así como por los Planes Autonómicos de Tratamiento de Residuos Urbanos, surgen los Centros especializados en el Tratamiento de los Residuos no Peligrosos denominados “Centros de Tratamiento de Residuos”

(CTRs). Estos cubren, en su mayoría, todas las exigencias de los tratamientos y aprovechamientos integrales de los Residuos no peligrosos y en especial de los Residuos Urbanos (RU) allí depositados. (Salinas Cesáreo, 2005)

Figura 2.13 Vista aérea de un centro de tratamiento de residuos (CTR).



Fuente: (Genders & Weinberg, 1990)

El Centro de Tratamiento de Residuos debe concretar e incluir en su proyecto su capacidad anual de tratamiento y desglosar técnicamente las instalaciones que, en el caso de mayores prestaciones, deberá contener:

- Infraestructuras del Edificio de Servicios.
- Su Planta de tratamiento integrada a su vez por las infraestructuras
- Número de líneas de pre-tratamiento o tratamiento primario, para los residuos correspondientes de la recogida domiciliaria.
- Instalaciones de fermentación aerobia (túneles de fermentación y maduración).
- Instalaciones de fermentación anaerobia (Biometanización).
- Número de líneas de clasificación de envases.

- Línea de tratamiento de voluminosos procedentes de los puntos limpios, estaciones de transferencia y recogida domiciliaria.
- Depósitos de rechazos.
- Depósitos de seguridad para los residuos rechazados.
- Balsas de recogida de lixiviados.
- Planta depuradora para el tratamiento de lixiviados.

La capacidad de los tratamientos de los residuos cuantificados en t/año, fija la superficie de las plantas de tratamiento, de los depósitos de rechazos, del depósito de almacenamiento de los lixiviados y la capacidad de tratamiento de la depuradora de lixiviados.

Todas las infraestructuras por donde discurran los lixiviados del depósito sanitario, están impermeabilizadas y, en particular, el vaso de seguridad (vertedero), suele disponer de drenaje de seguridad, así como de una red de evacuación de lixiviados. En su parte exterior, y a cota más baja, se suele ubicar la balsa de lixiviados. Junto a la balsa de recogida y almacenamiento de lixiviado, se instala la planta de tratamiento (que suele ser por osmosis inversa o por electrolisis) diseñada para depurar los m³/día de lixiviado que se hayan calculado en proyecto. La capacidad de diseño es función de la producción de lixiviados que se generen en las zonas de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos (compostaje y biometanización) y acumulados en el depósito de seguridad como consecuencia de la compresión a la que están sometidos los residuos allí depositados y de la pluviometría existente en la zona de ubicación del Centro de Tratamiento (Diamadopoulos, 1994).

Todos los Centros de Tratamiento, deberán cumplir con las exigencias y medidas correctoras que figuren en sus proyectos, en las documentaciones técnicas de sus expedientes y en sus Declaraciones de Impacto Ambiental, siempre que no se opongan a los requisitos establecidos en sus Autorizaciones Ambientales Integrales (AAI).

2.4.22 Lixiviados

2.4.22.1 Definición y características

Cuando el agua pasa (percola) a través de varios materiales y remueve algo de los sólidos, a esta agua y lo que contiene se le llama lixiviado. El lixiviado es de aspecto desagradable, comúnmente tiene mal olor y puede contaminar las aguas subterráneas y superficiales. Contiene materia orgánica e inorgánica. Algunos de los compuestos o elementos contenidos en los lixiviados son tóxicos a los seres vivos, incluyendo a los humanos y los animales, esto significa que el lixiviado se debe mantener alejado de lagos y corrientes, así como del agua subterránea que puede consumir la gente.

La producción de lixiviados se puede prevenir:

- Manteniendo los líquidos fuera de los residuos sólidos.
- Evitando que el agua de lluvia penetre al interior del Relleno.

La composición del lixiviado depende de los factores tales como la compactación de la basura (entre más compacto, menos infiltración se tendrá) y las condiciones en que opera el relleno: selección de residuos, grado de humedad, etc. Inclusive la composición de los propios residuos sólidos varía sustancialmente de lugar en lugar, además del cambio de las condiciones climáticas y ambientales, por lo tanto, se necesita conocer el tipo de residuos que se encuentran confinados en el sitio de interés, especialmente aquellos que puedan causar un daño a la salud y al ambiente.

A continuación, se enlistan los residuos peligrosos que se pueden encontrar dentro de los residuos sólidos municipales (RSM) y que pueden estar presentes en los líquidos percolados.

Compuestos peligrosos que se encuentran en los RSM:

- Arsénico (Aleaciones con plomo y cobre, baterías, tubos de caldera).

- Selenio (Electrónica, placas xerográficas, cámaras de TV, baterías solares, cerámica).
- Bario (lubricantes, tubería para rayos X, bujías).
- Cadmio (soldadura, pilas, cables eléctricos, bulbos de TV, cerámica, esmaltes, fotografía).
- Cromo (cromado de metales, pigmentos, protector para automóviles).
- Plomo (Acumuladores, aditivos de gasolina, pigmentos, etc.)
- Mercurio (amalgamas, catalizador, electrónicos, espejos).

En la actualidad, el envenenamiento potencial de la gente por arsénico, cadmio, plomo y mercurio, es motivo de seria preocupación. El arsénico se ha acumulado en los suelos mediante aspersiones usadas en el control de insectos y malezas. El arsénico se acumula en los suelos y ha dañado cultivos, pero no ha creado un riesgo para animales o humanos. Por otro lado, en Japón se ha presentado envenenamiento por cadmio debido a la mala disposición de desechos industriales (Foth, 1997).

El plomo es descargado a la atmósfera por los escapes de los automóviles, la industria y otras fuentes y eventualmente llega al suelo (además de las disposiciones directas). En el suelo el plomo es convertido en formas no disponibles para las plantas. El plomo absorbido tiende a permanecer en las raíces. La contaminación de los suelos debe ser muy elevada para que se desplace a las partes aéreas de las plantas en cantidades significativas y constituya un peligro para la salud (Foth, 1997).

Además de la disposición directa ya mencionada, el mercurio es descargado en el aire y en las aguas como resultado de su empleo en pesticidas y en actividades industriales. El mercurio inorgánico no es muy tóxico, pero el metil-mercurio sí lo es. En condiciones de mala

aireación (que es el caso de un sistema anaerobio de un relleno sanitario), el mercurio inorgánico es convertido en metil-mercurio. Las plantas no absorben con facilidad el mercurio del suelo, pero no se deben usar los suelos para tirar mercurio debido a la naturaleza altamente tóxica del metil-mercurio (Foth, 1997).

2.4.23 Reacciones químicas que dan origen a las características de los lixiviados

Según (Tchobanogluos, 1994) la composición química de los lixiviados, varía mucho según la antigüedad del relleno y las condiciones del mismo al momento del muestreo. Por ejemplo, durante la fase ácida de la descomposición, se acelera la actividad microbiana y por medio de enzimas se hidrolizan compuestos con alto peso molecular para dar como resultado compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuente de energía; después, estos compuestos generados son convertidos en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético (CH_3COOH), y pequeñas concentraciones de ácido fúlvico y otros. El dióxido de carbono (CO_2) es el principal gas generado en esta fase, también se producen cantidades más pequeñas de hidrógeno. El pH del lixiviado, frecuentemente caerá hasta un valor de 5 o menos, por la presencia de los ácidos orgánicos y por las elevadas concentraciones de CO_2 dentro del relleno. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad del lixiviado se incrementan significativamente debido a la disolución de los ácidos orgánicos. También se solubilizan algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados, debido a los bajos valores de pH en el lixiviado (Tchobanogluos, 1994).

Por otro lado, si se recoge una muestra de los lixiviados durante la etapa de fermentación del metano que es en la cual los organismos metanogénicos convierten el ácido acético y el hidrógeno producidos

en la fase ácida, en CH_4 y CO_2 . Ambos compuestos se producen simultáneamente, aunque la velocidad de formación de ácidos es considerablemente más reducida. El pH dentro del relleno subirá a valores más neutros, en el rango de 6,8 a 8; el pH del lixiviado subirá (6,5 a 7,5) y se reducirán las concentraciones de DBO y DQO y el valor de conductividad del lixiviado. Con valores más altos de pH, menos constituyentes inorgánicos quedan en la disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado también se reducirán (Tchobanogluos, 1994).

Es importante hacer notar la alteración físico-química que ocurre en el suelo que contiene a un relleno sanitario si es que los lixiviados generados llegan a contaminarlo, en donde el ejemplo más próximo sería la variación del pH.

Los efectos principales del pH en el suelo son biológicos. Algunos organismos tienen una tolerancia bastante pequeña a las variaciones del pH, pero otros pueden tolerar un amplio intervalo de variación.

Tal vez la influencia más grande del pH en el desarrollo de las plantas se efectúa por disponibilidad de nutrientes. Cuando la saturación de bases es menor del 100%, un incremento del pH va asociado con un aumento en las cantidades de calcio y de magnesio en la solución de suelo, ya que de ordinario éstas son las bases intercambiables dominantes (Foth, 1997).

Otro nutriente cuya disponibilidad aumenta a medida que aumenta el valor de pH es el molibdeno. Con un pH bajo, el molibdeno forma con el hierro compuesto insolubles y se vuelve no disponible. En esas condiciones, las plantas susceptibles a la deficiencia de molibdeno, como la coliflor, el trébol y los cítricos, muestran una respuesta a un incremento del pH (Foth, 1997).

Además (Foth, 1997), también menciona que los organismos nitrificadores se inhiben cuando el pH es menor de 5,5. La

disponibilidad de nitrógeno en el suelo está relacionada principalmente con el efecto del pH sobre la descomposición de la materia orgánica. Se ha mostrado también que la acidez excesiva del suelo detiene el desarrollo de las lombrices.

La legislación en países desarrollados requiere que los lixiviados que hayan sido generados, se recolecten y traten para su disposición final. Este requerimiento dio como resultado la exigencia de dos o más capas de impermeabilización en el fondo de los rellenos. En un sistema de doble capa impermeable se requiere también de un sistema de detección de fugas. Un relleno diseñado y construido con doble capa impermeable tiene una muy baja probabilidad de que el lixiviado pueda escapar, pero existe el riesgo. Esto implica que es necesario mantener un registro de las características fisicoquímicas de los lixiviados y un monitoreo en los cuerpos de agua cercanos para prevenir o corregir el riesgo de fuga.

2.4.24 Problemática de los lixiviados

Como consecuencia del depósito de los residuos domiciliarios en los vertederos y de su procesamiento en los Centros de Tratamiento, se generan una serie de efluentes líquidos denominados "LIXIVIADOS". El principal inconveniente de los lixiviados es que son "altamente contaminantes" y su contacto incontrolado con el medio ambiente puede generar graves problemas de contaminación, en particular, en las aguas superficiales y subterráneas. Además, se debe tener en cuenta que un vertedero puede continuar produciendo lixiviados hasta 50 años después de su clausura y cese de las actividades (Diamadopoulos, 1994)

(Cisneros, 2001) en su tesis defendida en 1996 y titulada "Impacto del basurero de Navarro sobre las aguas subterráneas en Cali, Colombia" señaló que, debido a la creciente demanda de agua subterránea y al constante incremento en la generación de residuos domésticos e

industriales que acompañan el desarrollo urbano, la contaminación potencial que sobre las fuentes subterráneas pueden causar los depósitos de seguridad (vertederos), es un factor de vital importancia en el planeamiento y manejo del recurso hídrico. La tesis se centra en el problema de la contaminación del agua subterránea causada por el depósito de residuos sólidos del municipio de Cali, llamado comúnmente, Basurero de Navarro.

En ella se destaca el carácter crítico que tiene la selección del sitio donde se ubica un depósito y la relación que existe entre el régimen de precipitación local y la carga de lixiviados que potencialmente pueden generarse.

En la conferencia inaugural de las Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas titulada “Políticas de protección de las aguas subterráneas en Europa”, (Foth, 1997) comentó que las aguas subterráneas juegan un papel importante en el suministro de agua en la mayoría de países europeos (llegando a proporcionar por extracción directa más del 30% del abastecimiento de agua) y un papel predominante en varios países y/o regiones (donde este porcentaje está por encima del 70%). Señaló, por lo tanto, la importancia que tiene el mantener las aguas procedentes del subsuelo en condiciones óptimas para la salud humana. Fijó las estrategias de protección del agua subterránea y las distintas procedencias de su contaminación: la contaminación agrícola, la contaminación por plaguicidas y la contaminación por los lixiviados. Éstos últimos se generan cuando el agua se introduce en un vertedero de residuos, fomentándose los procesos de degradación biológica y también el denominado “gas de vertedero”. (Fundamentalmente compuesto por metano y dióxido de carbono), así como un lixiviado potencialmente contaminante.

Existen en la bibliografía numerosos estudios en los que se presentan evidencias de cómo estos líquidos pueden contaminar aguas

subterráneas y superficiales.

En relación con esto, Roger Iván Méndez Novelo et al. (2002) reafirmaron lo que Cruz et al. (2001) dijeron de los lixiviados: que eran líquidos que se generan por la liberación del exceso de agua de los residuos sólidos y por la percolación de agua pluvial a través de los estratos de residuos sólidos que se encuentran en las fases de descomposición.

En su artículo de investigación hacen referencia a la contaminación por lixiviados al afirmar que el lixiviado es considerado como el principal y gran contaminante de un relleno sanitario (vertedero) ya que arrastra a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas (Diamadopoulos, 1994), han encontrado concentraciones tan elevadas como 60000 mg/l de DQO), elevadas concentraciones de sales inorgánicas (cloruro de sodio y carbonatos) y de metales pesados, y un color que varía desde café pardo-grisáceo cuando está fresco hasta un color negro viscoso cuando envejece.

En esta investigación los valores del pH de los lixiviados registrados fueron siempre alcalinos, lo que indica que correspondería a un lixiviado en la etapa metanogénica, sin embargo, los otros parámetros indican que la mayor parte de los lixiviados provienen de condiciones acidogénicas y que, por lo tanto, el valor elevado del pH se debe a la influencia del recubrimiento. En resumen, se presentan los resultados obtenidos de los lixiviados generados en el vertedero clausurado de la ciudad de (Mérida-Méjico) y se comparan éstos con la composición típica de los lixiviados de vertederos.

(Méndez & Cachón, 2002.) Comentan en su investigación comunicada en el V Congreso nacional de Aguas Subterráneas celebrado en Hermosillo, Sonora, bajo el título "Detección de Lixiviados en un Vertedero de Residuos Sólidos Urbanos, en una zona del acuífero del

Valle del Yaqui, Sonora, México”, que uno de los problemas principales en las aguas subterráneas lo genera la infiltración de lixiviados procedentes de vertederos, derrames químicos o desperdicios líquidos. Esto produce la degradación local de la calidad del agua subterránea. Observaron que las plumas de contaminación por lixiviada medida por conductividad van disminuyendo a medida que se va profundizando hacia los acuíferos desde un valor que ronda los 1000 mS/m hasta valores de 100 mS/m los cuales se muestran desde los 3 m hasta los 7 m. Asimismo, se contemplan conductividades menores de 100 (hasta 30 mS/m) correspondientes a material arcilloso que actúa como barrera impermeable entre el lixiviado y el acuífero. Las conductividades entre 20 y 5 mS/m corresponden a arenas y gravas.

(Cisneros, 2001) En su análisis de un sistema de generación de energía eléctrica mediante basura doméstica reconocen que, como consecuencia de la descomposición de la basura, se producen lixiviados y otros líquidos que, percolados entre ella, posteriormente pasan a los acuíferos afectando a los alrededores. Aseguran que la interrelación entre el contenido de la humedad, tamaño de trozos de basura, circulación de aire y temperatura es relativamente compleja y que el efecto total de estos factores es lo que determina la evaporación y, por lo tanto, la producción de lixiviados en vertederos.

(Méndez & Cachón, 2002.), en su trabajo titulado “Design of a model to asses the environmental risk of leachate dams”, han creado un Índice de Riesgo Ambiental de las balsas de lixiviados, líquidos contaminantes procedentes de vertederos o plantas de compostaje que están cerca de cauces fluviales. Ese Índice de Riesgo Ambiental valora con indicadores cuantitativos el riesgo de las balsas sobre el medio ambiente. Para cuantificar el peligro, es necesario, según señalan conocer los parámetros de seguridad de la balsa, sus características morfológicas y geométricas y la presencia de factores ambientales en

la zona inundable. Entre esos parámetros destacan la posibilidad de erosión de los taludes, el tipo de impermeabilización, el factor de seguridad del talud y la posibilidad de rebosamiento por precipitaciones intensas. Otro aspecto que señalan importante es el efecto de la avalancha de lixiviados en caso de rotura de la balsa, cuyos parámetros representativos serían la forma en que avanzaría el flujo cauce abajo y el poder contaminante de los lixiviados.

Los investigadores aplicaron esta nueva metodología a ocho balsas de lixiviados (dos plantas de compostaje, dos vertederos de rechazos, un vertedero de residuos peligrosos, un vertedero de residuos industriales no peligrosos, y dos vertederos de residuos urbanos), y determinaron que un valor menor de 0,025 (sobre 1) implica bajo riesgo ambiental. Si la balsa supera este valor, no estará dentro de los márgenes de seguridad, por lo que se debería modificar el diseño o cambiar su emplazamiento para evitar una catástrofe ecológica. Las balsas con mayor riesgo ambiental se sitúan a menos de 2 000 metros de cualquier cauce de agua.

(Gobierno del Distrito Federal, 2002) En su artículo titulado “Biorecuperación de lixiviados en Rellenos Sanitarios” define a los lixiviados como líquidos que, al percolarse por las capas del suelo u otro material sólido permeable, van disolviéndolo en su totalidad o a alguno de sus componentes. Señala además que los lixiviados al desplazarse verticalmente, pueden alcanzar los mantos freáticos, lo que causa gigantescos problemas de contaminación del agua subterránea. Siguen señalando que los lixiviados arrojan como resultado un pH de 9 y la presencia de una gran cantidad de sales, lo que refleja una gran conductividad en ausencia de oxígeno, y un alto contenido de metales pesados, como el Cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo, zinc cuyas concentraciones rebasan los límites de toxicidad.

Sin embargo, los lixiviados excepcionalmente pueden no ser

contaminantes. (Social, 2001) Realizaron un estudio titulado “Caracterización de peligrosidad en lixiviados y biogás generados en un sitio de disposición final de residuos sólidos municipales”, cuyo objetivo era aportar información sobre las características de los lixiviados y el biogás generados en un sitio controlado para la disposición final de residuos municipales y de esta forma contribuir en la clasificación y manejos adecuados de las emisiones procedentes de este tipo de instalaciones. De la laguna de captación de lixiviados, se tomaron muestras por triplicado en recipientes de vidrio, y se midió en campo: pH, temperatura, conductividad, así como oxígeno disuelto. En laboratorio se analizaron los contenidos de P, Na, K, Mg, Ca, nitratos y las características de peligrosidad señaladas en la NOM-052-ECOL-1993, siguiendo métodos acreditados. Además, se realizaron pruebas para determinar su toxicidad, analizando el contenido de metales pesados y de compuestos orgánicos volátiles y semivolátil, incluidos en la NOM-052-ECOL-1993. La serie de resultados obtenidos para el tipo de lixiviado analizado demostró que los lixiviados generados en ese lugar no presentan características de residuos peligrosos.

2.4.25 Composición y cantidad producida de lixiviados

El lixiviado de un vertedero o de un CTR es un agua residual compleja, con considerables variaciones en la composición y el flujo volumétrico (Diamadopoulos, 1994).

Las características físico-químicas de un lixiviado dependen de una serie de factores tales como:

- La naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados.
- La antigüedad y forma de explotación del vertedero.
- La climatología del lugar o la época del año considerada.

Su composición es bastante compleja y variable, pudiendo ser sus componentes clasificados en cuatro grandes categorías:

- Materia orgánica disuelta (expresada en forma de parámetros generales como DBO₅, DQO ó COT).
- Componentes inorgánicos (Cl⁻, SO₄²⁻, N·NH₃, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).
- Metales pesados (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).
- Compuestos xenobióticos (PAHs, AOX o fenoles).

La Tabla 2 muestra la composición típica de los diferentes tipos de lixiviados en función de la edad de un vertedero (Tchobanogluos, 1994).

Tabla 2.2. Composición típica de los lixiviados de vertedero y su variación con el tiempo.

Parámetros	vertedero nuevo (menos de dos años)	vertedero antiguo (más de 2 años)
COT	6000	80-160
DBO ₅	10000	100-200
DQO	18000	100-500
Alcalinidad (como CaCO ₃)	3000	200-1000
Dureza total (como CaCO ₃)	3500	200-500
pH	6	6,6-7,5
Sólidos en suspensión	500	100-400
Nitrato	25	5,-10
Nitrato amoniacal	200	20-40
Nitrato orgánico	200	80-120
Fosforo total	30	5,-10
Ortofosfato	20	4,-8
Calcio	1000	100-400
Cloro	500	100-400
Hierro total	60	20-200
Magnesio	250	50-200
Potasio	300	50-400
Sodio	500	100-200
Sulfato	300	20-50

Fuente: (Tchobanogluos, 1994)

(Salinas Cesáreo, 2005) en su libro “Ingeniería Ambiental, Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión”, confirma que el lixiviado de los vertederos jóvenes es mucho más contaminante que el de los vertederos más antiguos, y señala que, con el tiempo, el pH cambia de ligeramente ácido a neutro, y que la relación DBO/DQO disminuye, así como la relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ que también disminuye con el tiempo. También (Foth, 1997) en su “Manual de referencia de la Ingeniería Ambiental”, entre otras cosas, afirma que las características de estos efluentes varían según la edad y las características de los residuos sólidos.

(Tchobanogluos, 1994), en su artículo de investigación titulado “Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid Waste landfill cell in Florida, USA”, evaluaron los datos químicos durante 12 años de los lixiviados de un vertedero de residuos municipales ubicado en el sur de la Florida, EE.UU., mostrando una tendencia general a la reducción importante de iones químicos. Como conclusiones señalan, entre otras, que en el lixiviado dominan los iones Cl^- , Na^+ , HCO_3^- y solutos orgánicos. Existen además importantes variaciones a corto plazo en su concentración, que parecen estar relacionadas con la lluvia, en lugar de cambios fundamentales en la composición del lixiviado. Afirman así mismo, que los parámetros inorgánicos relacionados con el pH, tales como la alcalinidad, calcio y magnesio, parecen estar químicamente relacionados con el tipo de residuo a través del cual ha percolado el líquido. Cromo, cobalto, vanadio, zinc y boro muestran ser significativos a corto plazo con variación y tendencia decreciente.

En relación con la composición de los lixiviados procedentes de CTRs, es más difícil dar valores medios ya que influye también el tipo de RU que se traten. En la tabla 2.3 se indica la composición de los lixiviados de una planta de compostaje situada en Irán y en ella se puede apreciar

la gran oscilación existente en los resultados tomados en un periodo de seis meses.

Tabla 2.3. Caracterización del lixiviado de una planta de compostaje situada en Irán

Parámetros	Intervalos	Valor Medio
pH	4,2-5,5	4,9
DQO	22300-45000	34650
Solidos totales	26000-47600	37600
Solidos volátiles	16000-25800	21850
Solidos fijos	11400-23400	17750
Cd	0,07-3,4	0,23
Cr	0.26-1.80	1,13
Cu	0.32-2,25	1,35
Zn	1,2-11,0	5,9
Ni	0,65-3,80	2,3

Fuente: (Cisneros, 2001)

Si se comparan estos resultados con los obtenidos en un CTR ubicado en la provincia de Barcelona (España) no se obtiene ninguna relación ya que en este último la DQO del lixiviado asciende a 177.000 mg/L y el pH a 6,2 (Cisneros, 2001) valores muy superiores a los que aparecen en la tabla 2.3.

La cantidad de lixiviados generada también es muy variable ya que depende, como se indicó anteriormente de la naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados, de la antigüedad y forma de explotación del vertedero y de la climatología del lugar o la época del año considerada.

(Foth, 1997), en su artículo “Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental”, confirman las investigaciones realizadas por (Social, 2001) sobre la tasa de producción de lixiviados en relación a la pluviometría y la compactación del vertedero:

Con una alta compactación del vertedero ($\geq 0,8 \text{ t/m}^3$) se genera una

cantidad de lixiviados entre el 15 y 25% de la precipitación anual.

En un vertedero con baja compactación ($\leq 0,8 \text{ t/m}^3$) se genera una cantidad de lixiviados entre 25-40% de la precipitación anual.

Por lo tanto, cuanto mayor sea la compactación, menor será la producción de lixiviado.

El potencial de formación de lixiviados puede valorarse mediante un balance hidrológico del vertedero. Este balance hidrológico implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en el vertedero y la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, así como la cantidad que sale en forma de vapor de agua (Tchobanogluos, 1994).

Este balance puede plantearse por medio de la ecuación (Kiely, 1999):

$$LC = PR + SRT - SRO - EP - ST$$

Dónde:

LC = lixiviado

PR = precipitación

SRO = salida de escorrentía superficial

SRT = entrada de escorrentía superficial

EP = evapotranspiración

ST = cambio en el agua almacenada

Aunque el balance completo de aguas es el que aparece en la ecuación, hay que destacar que los vertederos deben diseñarse de manera que el agua exterior no pueda penetrar ($SRT = 0$) para minimizar la cantidad de lixiviado.

En hidrología de cuencas, la ecuación del balance del agua se puede simplificar si el marco de tiempo es grande, digamos, de un año, tomando en ese caso el cambio en el agua almacenada (ST) como cero. Sin embargo, esta simplificación no se puede hacer en los vertederos ya que tanto la evapotranspiración (EP) como el cambio en el agua almacenada (ST) varían debido a las reacciones bioquímicas y

al llenado en curso del vertedero. El cambio en el almacenamiento de agua (ST) no es simplemente un cambio debido a las variaciones de la infiltración, sino también debido al agua gastada en el vertedero para la producción de gas de vertedero y a la pérdida de agua en forma de vapor, así como también al agua introducida en el vertedero por los sólidos “húmedos” y por el material de cobertura “húmedo”. En los vertederos el agua se puede absorber de dos maneras: por el metabolismo anaerobio y por disminución del déficit del agua. El consumo de agua en los procesos anaerobios es muy pequeño: la degradación biológica total requiere aproximadamente de 65 a 80 litros por m³ de residuos (para residuos con una densidad de 700 a 900 kg/m³); si el tiempo de degradación es de 50 años, se requieren sólo 2 mm de agua al año.

Existen diversos trabajos que permiten resolver este balance. (Diamadopoulos, 1994), es un paquete de simulación hidrológica que se puede usar para determinar el balance de agua hidrológico de los vertederos y con ello investigar los volúmenes de lixiviado generados. Teresa Orta Ledesma et al. (2000), presentaron en el XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) un trabajo con el título: “Método de balance de agua para la estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios”, en el que se estima, celda por celda, la generación total de lixiviados en vertederos. La novedad de esta estimación consiste en tener en cuenta la interacción entre celdas, es decir, el efecto profundidad. Llevaron a cabo esta evaluación mediante pruebas de capacidad de campo de la basura sometida a diferentes cargas; para ello diseñaron y construyeron un equipo en donde se simuló la influencia que ejerce el líquido que percola de una celda de una capa superior a las de la capa inferior inmediata. El método desarrollado se aplicó a un vertedero de Nuevo Laredo, Tamaulipas (México), y los resultados obtenidos permitieron

concluir que el método propuesto es una herramienta de cálculo sencilla y práctica que permite predecir la cantidad de lixiviados con una precisión del 77% frente a los datos reales medidos en el lugar. (Foth, 1997) En un estudio titulado “Basureros Activos. Simulación de la lixiviación - El caso de Mérida, México” aplicaron un método sistemático para estimar patrones de lixiviado contaminante tomando en consideración la historia constructiva de un sitio de disposición de desechos sólidos.

Aunque utilizaron un modelo generado para aplicarse a vertederos clausurados, lograron una buena representación de la producción de lixiviados discretizando el sitio en unidades, analizándolas individualmente y combinando sus resultados de acuerdo a su posición tanto espacial como cronológicamente. Llevaron a cabo la calibración del modelo utilizando datos de campo del vertedero municipal de la ciudad de Mérida, México. Este sitio se encuentra ubicado sobre un acuífero cárstico y no tiene obra de ingeniería alguna para evitar la percolación del lixiviado hacia el subsuelo. El modelo produjo flujos de lixiviados durante la fase de construcción del sitio de acuerdo a las tendencias observadas en el campo; esto es, se produjeron fluctuaciones estacionales en el flujo del lixiviado cuya magnitud se redujo conforme el sitio iba creciendo. Asimismo, dicho flujo podría reducirse si se utiliza algún método de construcción vertical rápida con la finalidad de que la infiltración no exceda la capacidad de campo. Los extremos inferiores de las celdas que se localizan donde se inicia la colocación de los desechos y las secciones que permanecen sin cubierta final, influyen sobremanera en la producción del lixiviado durante los primeros años. Lograron predecir la concentración de los contaminantes utilizando un modelo de decadencia cronológica para obtener relaciones volumen-concentración que se utilizaron para determinar la carga de contaminantes que podría afectar de manera

adversa al sistema de agua subterránea local.

En cualquier caso, los modelos matemáticos implican un número de supuestos que más tarde necesitarán modificación por lo que el modelo debe mejorarse durante la fase operacional y post-operacional del vertedero (Chen S. , 2003).

CAPÍTULO III

3 PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

3.1 Metodología

3.1.1 Método

3.1.1.1 Ubicación geográfica del botadero “La mejorada”

El botadero “La Mejorada” se encuentra ubicada en el distrito de El Tambo, provincia de Huancayo, departamento de Junín a una latitud de $12^{\circ} 02' 52''$ al sur y una longitud de $75^{\circ} 14' 35''$ al Oeste, a una altura aproximada de 3201 m.s.n.m.

Figura 3.1 Ubicación geográfica del lixiviado a tratar



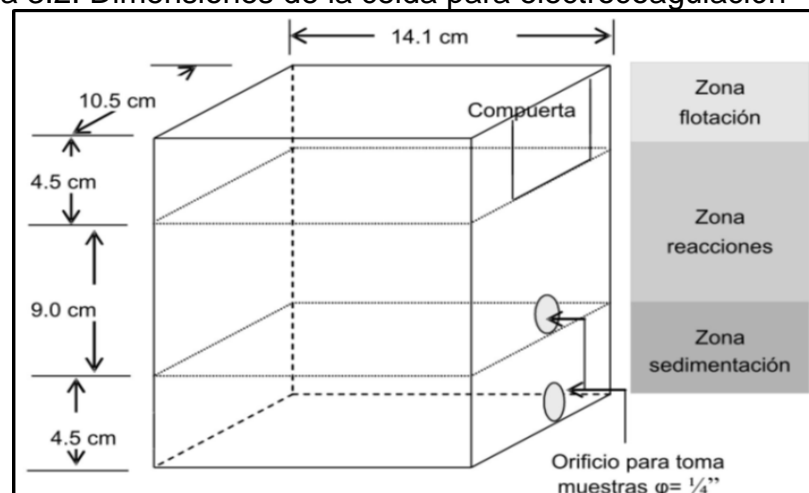
Fuente: Google Earth

El área aproximada del botadero “La Mejorada” se encuentra aproximadamente en unas 7 hectáreas donde se viene confinando los residuos sólidos urbanos de la zona.

3.1.1.2 Construcción de celda de electrocoagulación

El sistema opera como un reactor batch a escala prototipo, con una capacidad de 2,5 litros y un volumen útil de 2 litros. Este reactor se comporta como una celda electrolítica en la cual están sumergidos los electrodos, estos electrodos son placas rectangulares metálicas de hierro y aluminio dispuestas en paralelo y conectadas a una fuente de voltaje de corriente directa que proporciona la corriente eléctrica requerida para la electrocoagulación. La fuente de voltaje posee controles de corriente y voltaje regulables e independientes. (Alvaro Arango Ruiz, 2007). La celda para electrocoagulación se diseñó considerando una distribución volumétrica que contempla tres regiones: una región superior para el depósito de los lodos de flotación o lodos menos densos y las espumas, llamada zona de flotación, una región media de reacciones electroquímicas, llamada zona de reacción en donde se encuentran los electrodos y una región inferior, llamada zona de sedimentación donde se depositan los lodos de precipitación o lodos más densos. Esto se observa en la Figura 3.2.

Figura 3.2. Dimensiones de la celda para electrocoagulación

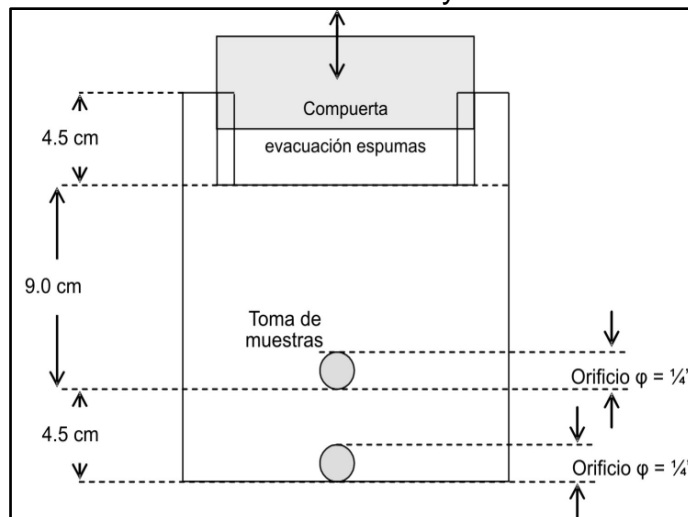


Fuente: (Alvaro Arango Ruiz, 2007)

La zona de flotación y la de sedimentación equivalen cada una a $\frac{1}{4}$ del volumen total de la celda (2,5 L), y la zona de reacción equivale a $\frac{2}{4}$ partes.

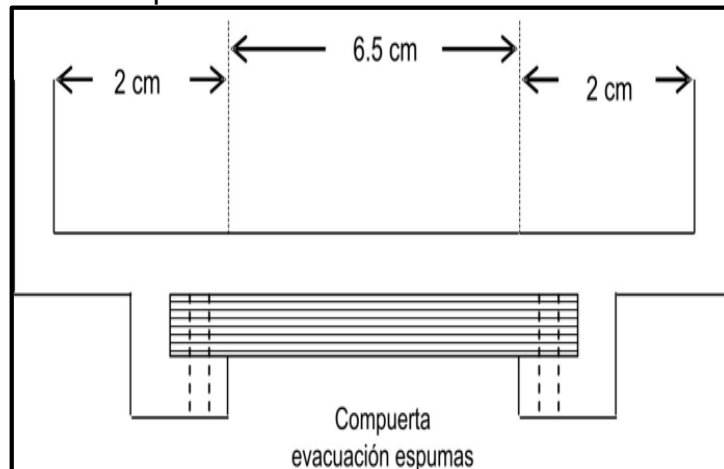
La celda fue provista de una compuerta para evacuar la espuma producida por las burbujas de hidrógeno generado en las reacciones electrolíticas, además de dos llaves para tomar las muestras a ser analizadas, una de esas llaves está ubicada en la zona de reacciones y la otra en la zona de sedimentación.

Figura 3.3. Detalle cara toma de muestras y evacuación de lodos



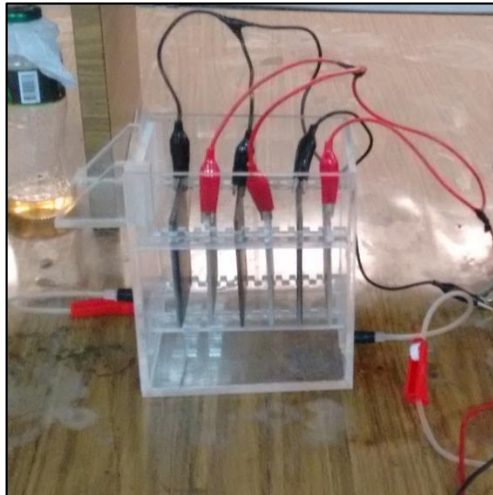
Fuente: (Alvaro Arango Ruiz, 2007)

Figura 3.4. Vista superior del sistema de evacuación de lodos



Fuente: (Alvaro Arango Ruiz, 2007)

Figura 3.5. Celda electroquímica



3.1.1.3 Selección del material de los electrodos, número de electrodos y dimensiones.

Se probaron electrodos de hierro y aluminio por las siguientes razones:

- Disponibilidad de los metales.
- Son materiales relativamente baratos.
- Amplia información bibliográfica en la que se reportan buenas remociones de contaminantes con estos materiales en la electrocoagulación, adicionalmente son los metales más utilizados en el proceso (Koby, 2003 y Chen, 2002).

Los electrodos se diseñaron como placas rectangulares dispuestas en serie. Comercialmente estos metales se encuentran disponibles como láminas de 3 mm de espesor. Se estableció una distancia de 2 cm entre el arreglo de placas y cada una de las caras laterales de la celda, para permitir de esta forma el flujo del agua residual durante la electrólisis. Una distancia de 1,25 cm entre la cara frontal y los electrodos, igualmente 1,25 cm entre estos y la cara posterior de la celda. (Alvaro Arango Ruiz, 2007).

El número de electrodos se determinó suponiendo una separación máxima entre electrodos de 14 mm más 3 mm del espesor de cada placa, de acuerdo a la siguiente expresión: (Alvaro Arango Ruiz, 2007)

$$N^{\circ} \text{ electrodo} = \frac{(\text{ancho de la cel.}) - 2 * (\text{dist. electr. a cara lat.})}{(\text{dist. max entre electr.} + \text{espesor de placa})}$$

Entonces:

$$\text{Numero de electrodos} = \frac{140\text{mm} - 2 * 20\text{mm}}{(14\text{mm} + 3\text{mm})} = 5.88 \approx 6$$

Figura 3.6. Disposición de los electrodos en la celda

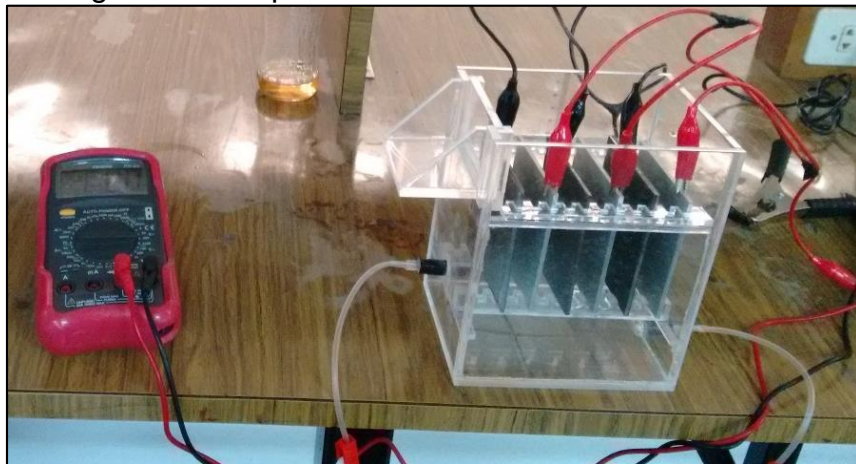
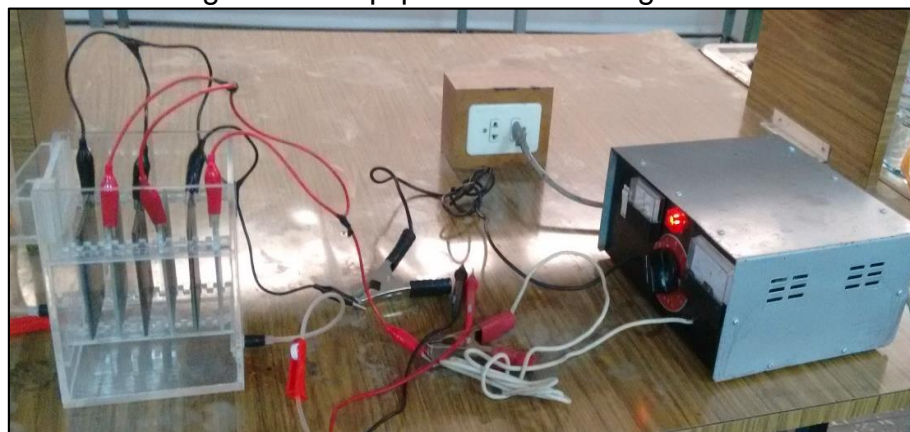


Figura 3.7. Equipo de electrocoagulación.



3.1.2 Tipo de la investigación

El trabajo de investigación fue de tipo experimental, debido a que las variables independientes (la tensión de corriente y el pH) son manipuladas para determinar su efecto sobre la remoción de materia orgánica mediante la DQO (mg/L) y DBO₅ (mg/L).

3.1.3 Nivel de la investigación

El nivel de investigación para el presente trabajo fue correlacional porque persigue fundamentalmente determinar el grado en el cual las variaciones de la tensión de corriente y el pH si tienen efecto respecto a la remoción de la materia orgánica presente en los lixiviados.

3.2 Diseño de la investigación.

El diseño de investigación presenta fue diseño del tipo factorial, donde se tiene 2 variables independientes y 3 niveles por cada variable ($3^2=9$), obteniéndose un total de 9 experimentos. El cual se explica el siguiente cuadro

	pH		
Voltaje	EXPERIMENTO N° 1 pH ₁ , V ₁	EXPERIMENTO N° 2 pH ₂ , V ₁	EXPERIMENTO N° 3 pH ₃ , V ₁
	EXPERIMENTO N° 4 pH ₁ , V ₂	EXPERIMENTO N° 5 pH ₂ , V ₂	EXPERIMENTO N° 6 pH ₃ , V ₂
	EXPERIMENTO N° 7 pH ₁ , V ₃	EXPERIMENTO N° 8 pH ₂ , V ₃	EXPERIMENTO N° 9 pH ₃ , V ₃

3.3 Hipótesis de la investigación

3.3.1 Hipótesis general

Es eficiente una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento del lixiviado del botadero “La Mejorada”.

3.3.2 Hipótesis específicas

- La composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “La Mejorada” de El Tambo son elevados a los límites máximos permisibles según la normativa.
- El pH y la tensión de corriente influye significativamente en el tratamiento de lixiviados con electrocoagulación.
- Es significativa la eficiencia de la remoción de DQO (Demanda Química de Oxígeno) el proceso de electrocoagulación para el tratamiento de lixiviados del botadero “La Mejorada”.

3.4 Variables

3.4.1 Variable independiente

- Tensión de corriente

Indicador

(voltios)

- Índice de acidez

Indicador

(pH)

3.4.2 Variable dependiente

- Materia Orgánica

Indicadores

DQO (mg/L) y DBO₅ (mg/L)

3.5 Cobertura del Estudio

3.5.1 Universo

El universo fue los lixiviados del botadero “La Mejorada” el Tambo.

3.5.2 Población

La población estuvo compuesta por 2 litros del lixiviado del botadero “La Mejorada” el Tambo.

3.5.3 Muestra

La muestra estuvo compuesta por una alícuota de volumen de 5 mL del lixiviado tratado del botadero “La Mejorada” el Tambo, debido a que el

trabajo de investigación fue a nivel de laboratorio según la referencia tomada, esta muestra fue representativa para los parámetros que fueron controlados.

3.5.4 Muestreo

El muestreo realizado de los lixiviados del botadero La Mejorada fue realizada de forma compuesta debido a que no cuenta con un lugar puntual del segregamiento del lixiviado.

3.6 Técnicas e instrumentos

3.6.1 Técnicas de la investigación

- Observación de Campo (toma de muestra en el botadero la Mejorada, mediciones de pH y establecimientos del tiempo de retención).

3.6.2 Instrumentos de la investigación

- Reportes de análisis
- Cuadernos de apuntes
- Imágenes fotográficas

3.7 Procesamiento estadístico de la información

3.7.1 Estadísticos

Software

- Microsoft Excel
- Programa estadístico Minitab

3.7.2 Representación

Mediante gráficos y ecuaciones matemáticas que fundamente la investigación y artículos de investigaciones realizadas que tengan similitud al trabajo de investigación que se está realizando

3.7.3 Técnica de comprobación de la hipótesis

Comprobación de hipótesis mediante una ANOVA de FISHER

CAPITULO IV

4 ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Resultados.

4.1.1 Caracterización de los lixiviados

Las muestras para la caracterización de los lixiviados del botadero La Mejorada el Tambo – Huancayo, se tomaron en la época de estiaje que comprende los meses de (abril hasta junio) del presente año en ausencia de lluvias, el muestreo se realizó según la metodología explicada en el capítulo anterior, obteniendo los siguientes resultados en la Tabla 4.1, del reporte N° 38-2016 emitido por la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Perú.

Tabla 4.1 Caracterización de los lixiviados

Muestra de lixiviado		
parámetros	Expresados como	
DBO ₅	mg/L	3611,3
DQO	mg/L	4961,2
Color	*JIS	1427

Turbidez	NTU	1354
Dureza total	CaCO ₃	5812
alcalinidad total	CaCO ₃	7198
Potencial de Hidrogeno	pH	7,98
conductividad	μs/cm	5846
Solidos totales	unidades	8644

Aplicando la metodología descrita en el capítulo anterior para el tratamiento de los lixiviados del botadero “La Mejorada”, al desarrollar el diseño experimental para cada corrida se obtuvieron los resultados de los análisis de los parámetros de DQO y DBO₅, después de mandar al laboratorio de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Centro del Perú, obteniendo las siguientes tablas.

Tabla 4.2 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 1 voltio

pH			3,5		
Voltaje			1 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	3,5	16,5	2968,2	4955,4
2	20	3,53	17,3	2135,1	4003,8
3	40	3,57	20,3	1294,5	2551,1
4	60	3,48	24,2	894,6	1854,9
5	80	3,52	24,5	801,5	1800,2

Según la tabla 4.2 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 3,5 el cual fue acondicionado agregando 16 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,5 °C hasta 24,5 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2968,2 mg/L hasta 801,5 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4955,4 mg/L hasta 1800,2 mg/L.

Tabla 4.3 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 1 voltio

pH			4,5		
Voltaje			1 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	4,51	15,5	2968,2	4955,4
2	20	4,58	17,4	2014,3	3551,2
3	40	4,45	21,3	1497,2	2887,4
4	60	4,53	23,9	585,8	1235,6
5	80	4,52	23,6	512,7	1203,3

Según la tabla 4.3 se muestra se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 4,51 el cual fue acondicionado agregando 12,5 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 15,5 °C hasta 23,6 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2968,2 mg/L hasta 512,7 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4955,4 mg/L hasta 1203,3 mg/L.

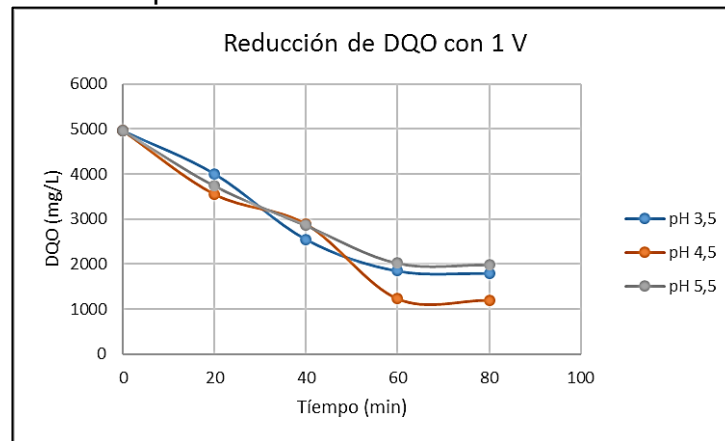
Tabla 4.4 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 1 voltio

pH			5,5		
Voltaje			1 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	5,52	16,3	2968,2	4955,4
2	20	5,58	18,8	2032,6	3735,7
3	40	5,45	21,5	1400,8	2858,9
4	60	5,56	24,3	914,3	2024,5
5	80	5,6	24,5	900,7	1991,7

Según la tabla 4.4 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa

el pH que inicia en 5,52 el cual fue acondicionado agregando 8,5 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,3 °C hasta 24,5 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2968,2 mg/L hasta 900,7 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4955,4 mg/L hasta 1991,7 mg/L.

Figura 4.1 Comparación de la Reducción del DQO con 1 voltio



En la Figura 4.1 se observa la reducción del DQO a las condiciones de la tensión de corriente de 1 voltio a diferentes medios de pH siendo el de 4,5 el de menor reducción hasta llegar aproximadamente a 1000 mg/L de DQO, mientras que para los pH de 3,5 y 5,5 son la reducción se encuentran un poco menos de los 2000 mg/L de DQO podemos concluir que el pH más óptimo para 1 V de tensión de corrientes es un 4,5 en un tiempo de 60 minutos, porque si se continua con más tiempo la disminución de la DQO no es significativa

Tabla 4.5 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 2,5 voltios

pH			3,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	3,5	16,1	2884,7	5024,8
2	20	3,54	18,5	2241,2	4321,7

3	40	3,48	20,2	1275,3	2754,2
4	60	3,59	23,4	805,1	1895,4
5	80	3,62	25,6	731,4	1842,7

Según la tabla 4.5 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 3,5 el cual fue acondicionado agregando 16,5 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,1 °C hasta 25,6 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2884,7 mg/L hasta 731,4 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 5024,8 mg/L hasta 1842,7 mg/L.

Tabla 4.6 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 2,5 voltios

pH			4,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	4,52	15,5	2884,7	5024,8
2	20	4,48	18,2	1845,8	3615,6
3	40	4,53	21,1	1206,3	2546,7
4	60	4,59	23,8	325,6	854,1
5	80	4,62	24,8	300,4	802,4

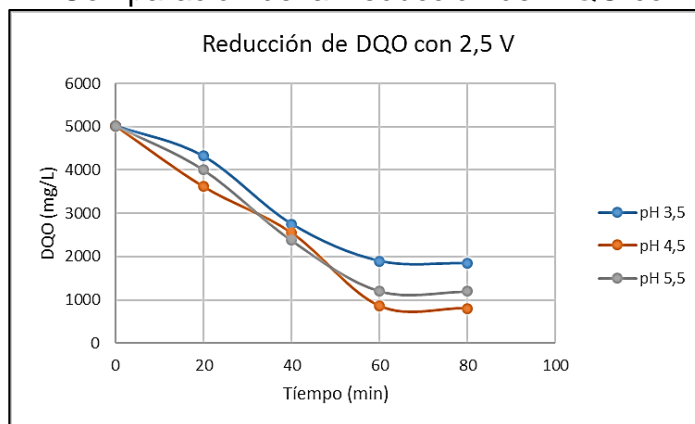
Según la tabla 4.6 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 4,52 el cual fue acondicionado agregando 12 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 15,5 °C hasta 24,8 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2884,7 mg/L hasta 300,4 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 5024,8 mg/L hasta 802,4mg/L.

Tabla 4.7 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 2,5 voltios

pH			5,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	5,51	16,3	2884,7	5024,8
2	20	5,56	18,1	2103,5	4002,7
3	40	5,59	21,3	1158,9	2375,5
4	60	5,48	22,5	544,3	1204,6
5	80	5,53	24,3	512,3	1195,6

Según la tabla 4.7 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 5,51 el cual fue acondicionado agregando 8 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,3 °C hasta 24,3 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2884,7mg/L hasta 512,3mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 5024,8 mg/L hasta 1195,6 mg/L.

Figura 4.2 Comparación de la Reducción del DQO con 5 voltios



En la Figura 4.2 se observa la reducción del DQO a las condiciones de la tensión de corriente de 2,5 voltios a diferentes medios de pH siendo el de 4,5 el de menor reducción hasta llegar aproximadamente a 800 mg/L de DQO, mientras que para el pH de 5,5 la reducción se encuentran alcanzando el 1000 mg/L de DQO y para el pH de 3,5 la reducción es un poco menos de los 2000 mg/L de DQO podemos concluir que el pH más óptimo para 2,5 V de tensión de corrientes es un 4,5 en un tiempo de 60 minutos, porque si se continua con más tiempo la disminución de la DQO no es significativa esto debido que no se reduce la DQO al transcurrir los 20 minutos más aplicados al tratamiento de los lixiviados.

Tabla 4.8 Resultados de tratamiento pH 3,5 y a 5 voltios

pH			3,5		
Voltaje			5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	3,51	16,1	2865,8	4812,5
2	20	3,55	18,2	1884,6	3521,2
3	40	3,57	20,8	1356,3	2735,4
4	60	3,53	22,4	623,5	1358,2
5	80	3,52	23,2	578,3	1269,8

Según la tabla 4.8 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 3,51 el cual fue acondicionado agregando 16,3 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,1 °C hasta 23,2 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2865,8 mg/L hasta 578,3 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4812,5 mg/L hasta 1269,8 mg/L.

Tabla 4.9 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 5 voltios

pH			4,5		
Voltaje			5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	4,51	15,5	2865,8	4812,5
2	20	4,48	18,6	2101,5	4002,4
3	40	4,53	21,9	1302,3	2684,7
4	60	4,57	22,3	805,1	1687,3
5	80	4,6	24,8	721,4	1551,4

Según la tabla 4.9 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 4,51 el cual fue acondicionado agregando 11,8 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 15,5 °C hasta 24,8 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2865,8 mg/L hasta 721,4 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4812,5 mg/L hasta 1551,4 mg/L.

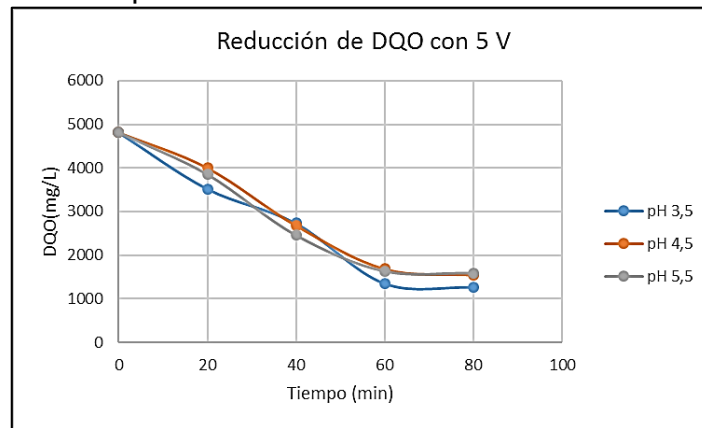
Tabla 4.10 Resultados de tratamiento pH 5,5 y a 5 voltios

pH			5,5		
Voltaje			5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	5,51	16,3	2865,8	4812,5
2	20	5,48	18,3	2005,4	3854,7
3	40	5,56	21,5	1256,1	2458,1
4	60	5,59	22,8	800,9	1634,5
5	80	5,62	23,9	751,5	1591,8

Según la tabla 4.10 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental, en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 5,51 el cual fue acondicionado agregando 8,2 mL de H₂SO₄

a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 16,3 °C hasta 23,9 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2865,8 mg/L hasta 751,5 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 4812,5 mg/L hasta 1591,8 mg/L.

Figura 4.3 Comparación de la Reducción del DQO con 5 voltios



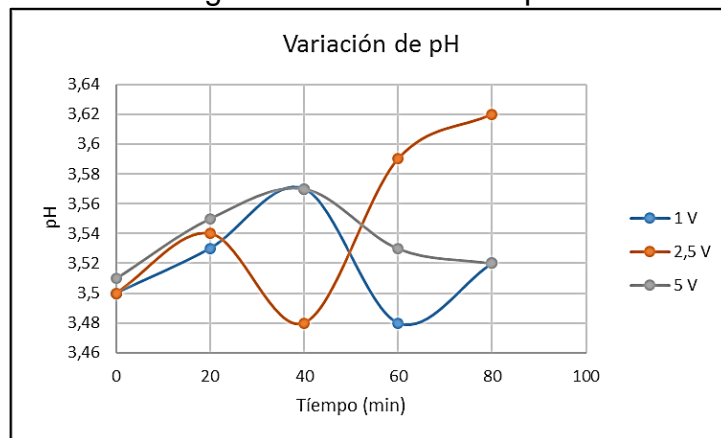
En la Figura 4.3 se observa la reducción del DQO a las condiciones de la tensión de corriente de 5 voltios a diferentes medios de pH siendo el de 3,5 el de menor reducción hasta llegar aproximadamente a 1000 mg/L de DQO, mientras que para el pH de 4,5 y 5,5 la reducción se encuentran alcanzando el 1500 mg/L de DQO, podemos concluir que el pH más óptimo para 5 V de tensión de corrientes es un 3,5 en un tiempo de 60 minutos, porque si se continua con más tiempo la disminución de la DQO no es significativa.

Tabla 4.11 Resultados de tratamiento pH 4,5 y a 2,5 voltios (replica)

pH			4,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	TRH (min)	pH	Temperatura °C	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
1	0	4,50	15,8	2880,1	5020,2
2	20	4,51	18,0	1840,2	3600,1
3	40	4,55	21,3	1199,9	2542,6
4	60	4,59	24,1	327,4	850,9
5	80	4,60	24,9	305,1	815,2

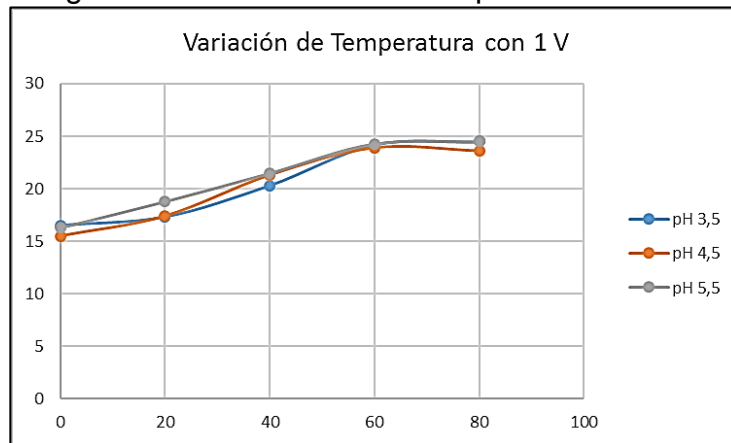
Según la tabla 4.11 se muestra en la primera columna el número de análisis para cada prueba experimental en la segunda columna el tiempo de retención hidráulica (TRH) durante los 80 minutos, en la tercera columna se representa el pH que inicia en 4,5 el cual fue acondicionado agregando 12,1 mL de H₂SO₄ a 1N, en la cuarta columna se muestra la temperatura que fue aumentado desde 15,8 °C hasta 24,1 °C, en la quinta columna se denota los resultados del DBO₅ que disminuye de 2880,1 mg/L hasta 305,1 mg/L; al igual en la columna sexta se tiene los resultados del DQO que se redujo de 5020,2 mg/L hasta 815,2 mg/L. Se realizó una corrida experimental más como réplica de las condiciones de operaciones según el diseño experimental planteado debido a la mayor reducción de materia orgánica en los indicadores de DQO y DBO₅

Figura 4.4 Variación del pH



En la figura 4.4 se observa que el pH vario ligeramente en función al tiempo obteniendo la mayor variación con un voltaje de 2,5 voltios esto debido que el pH cambia la constante dieléctrica del agua que lixivia los materiales, provocando la separación de las moléculas y átomos del metal y, en éste caso, aumenta su solubilidad, lo que hace que el metal se encuentre más disponible y no afecta a la degradación de la materia orgánica.

Figura 4.5 Variación de la Temperatura con 1 V



En la figura 4.5 se observa la variación de la temperatura al transcurrir el tiempo del tratamiento de los lixiviados el cual se incrementa debido a la densidad de corriente que se generan con los electrodos esto se replica para cada tratamiento aumentando 8 °C al valor inicial y todos tienen la misma tendencia. La variación de 1°C en la temperatura del agua del lixiviado conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación.

4.2 Discusión de resultados

Se realizó una caracterización de los lixiviados del botadero “La Mejorada” del distrito de El Tambo tomando muestras aleatorias en los primeros meses del año 2016 para determinar el grado de carga orgánica que contenía y determinar qué tipo de lixiviado se encuentran en el botadero obteniendo los resultados en la Tabla N 4.12 el cual indica que es un lixiviado es joven menos de 2/5 años según la referencia (Heng, Nikraz, & Tse Hung, 2010), debido a sus valores que se aproximan a los resultados obtenidos en la caracterización. Debe resaltarse que la composición química de los lixiviados variará mucho según la antigüedad del vertedero y la historia previa al momento de muestreo. Por ejemplo, si se recoge una muestra de los lixiviados durante la fase acida

de la descomposición, el pH será bajo y las concentraciones de DBO₅, COT, DQO, nutrientes y metales pesados serán altos. (Bueno, 1997). Por otro lado, si se recoge una muestra de los lixiviados durante la fase de fermentación del metano, el pH estará dentro del rango de 6,5 a 7,5 y los valores de concentración de DBO₅, COT, DQO y de los nutrientes serán significativamente más bajos. Similarmente, serán más bajas las concentraciones de metales pesados porque la mayoría de los metales son menos solubles para valores de pH neutros.

Tabla 4.12 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 1 voltio

pH			3,5		
Voltaje			1 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2968,2	4955,4	0,60	0,0%	0,0%
2	2135,1	4003,8	0,53	19,2%	28,1%
3	1294,5	2551,1	0,51	48,5%	56,4%
4	894,6	1854,9	0,48	62,6%	69,9%
5	801,5	1800,2	0,45	63,7%	73,0%

Los resultados de las pruebas experimentales se analizaron y se muestran en la Tabla 4.12 donde se calculó la relación de DBO₅ / DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,48 y 0,45 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, debido a los valores referenciales que es un valor de 0,5; la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 1,1% en los últimos 20 minutos, mientras en el % de remoción de DBO₅ llego hasta un 69,9% y 73% al igual que en DQO existe una variación del 3,1% del DBO₅

Tabla 4.13 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 1 voltio

pH			4,5		
Voltaje			1 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2968,2	4955,4	0,60	0,0%	0,0%
2	2014,3	3551,2	0,57	28,3%	32,1%
3	1497,2	2887,4	0,52	41,7%	49,6%
4	585,8	1235,6	0,47	75,1%	80,3%
5	512,7	1203,3	0,43	75,7%	82,7%

Se muestra en la tabla 4.13 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,47 y 0,43 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 75,1 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 0,6% en los últimos 20 minutos, mientras en el % de remoción de DBO₅ llegó hasta un 80,3 % y 82,7 % al igual que en DQO existe una variación del 2,4% del DBO₅, el pH del lixiviado y la conductividad son factores que determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante, para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación in situ de dos posibles coagulantes, estos pueden ser hidróxido ferroso Fe (OH)₂ o hidróxido férrico Fe (OH)₃.

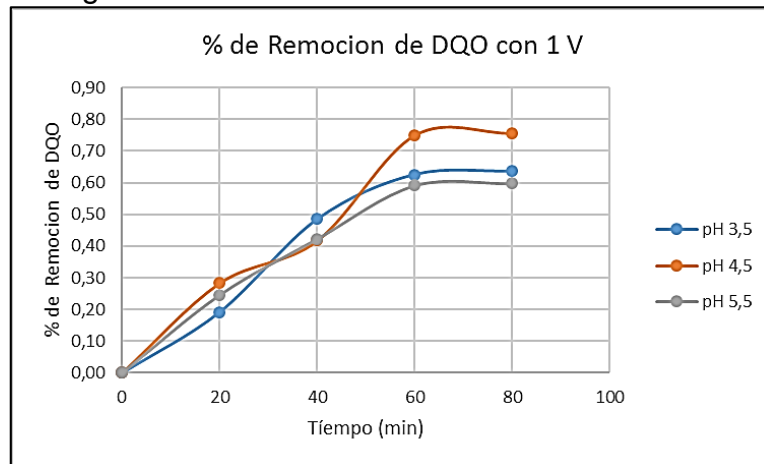
Tabla 4.14 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 1 voltio

pH			5,5		
Voltaje			1 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2968,2	4955,4	0,60	0,0%	0,0%
2	2032,6	3735,7	0,54	24,6%	31,5%
3	1400,8	2858,9	0,49	42,3%	52,8%
4	914,3	2024,5	0,45	59,1%	69,2%
5	900,7	1991,7	0,45	59,8%	69,7%

Se muestra en la tabla 4.14 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,45 y 0,45 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 59,1 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 0,7% en los últimos 20 minutos que alcanzo el 59,8 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llego hasta un 69,2 % y 69,7 % al igual que en DQO existe una variación del 0,6 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido, gracias al proceso de electrocoagulación hay generación de coagulantes in situ por la disolución de iones de aluminio y de hierro de los electrodos de aluminio y hierro respectivamente. La generación de iones metálicos tiene lugar en el ánodo y en el cátodo hay liberación de burbujas de hidrógeno gaseoso las cuales ayudan a la flotación de las partículas floculadas, las mismas que serán retiradas posteriormente mediante las espumas que se generan el cada proceso. En los electrodos ocurren una serie de reacciones que proporcionan iones tanto positivos como negativos. El ánodo provee iones metálicos. A este

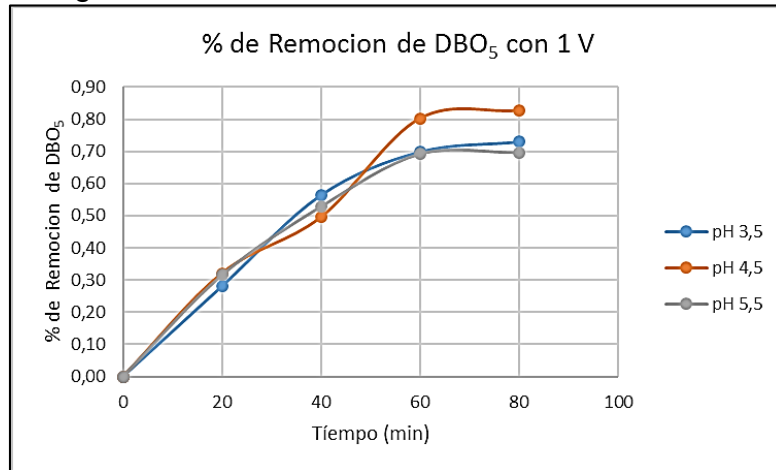
electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse.

Figura 4.6 % de Remoción de DQO con 1 voltio



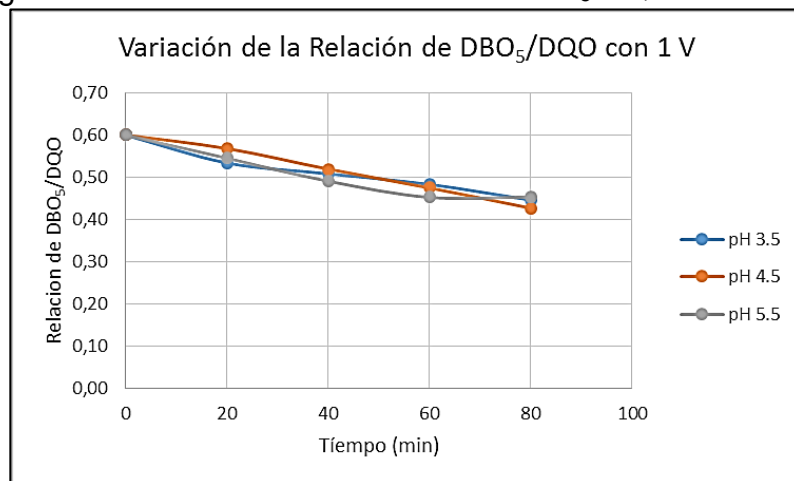
Como se puede observar en la figura 4.6 el pH vario el % de remoción de la DQO, esto debido a que el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido, se ha observado en diferentes investigaciones que el pH varía ligeramente durante el proceso de electrocoagulación y esta variación es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del lixiviado, el cual ayuda a la degradación de la materia orgánica existente el lixiviado, el pH del lixiviado y la conductividad. determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante, el hierro actúa como ánodo, se producen dos mecanismos que explican la formación in situ de dos coagulantes estos son hidróxido ferroso $Fe(OH)_2$ y hidróxido férrico $Fe(OH)_3$, luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas.

Figura 4.7 % de Remoción de DBO₅ con 1 voltio



Como se puede observar en la figura 4.7 el pH vario el % de remoción de la DBO₅, obteniendo la mayor remoción con un pH de 4,5 es la variable más importante a tener en cuenta al momento de la coagulación, el pH varía ligeramente durante el proceso de electrocoagulación y esta variación es dependiente del material de los electrodos El pH durante el proceso puede incrementarse la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo y esto ayuda a la degradación de la DBO₅

Figura 4.8 Variación de la relación de DBO₅/DQO con 1 voltio



Como se puede observar en la figura 4.8 la relación de DBO₅/DQO disminuye de forma semejantes en los diferentes medios ácidos del tratamiento llegando a estar por debajo de los 0,5 lo que indica que no existe materia orgánica degradable, el tratamiento fue realizado con 1 voltio para cada uno de los pH tratados.

Tabla 4.15 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 2,5 voltio

pH			3,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2884,7	5024,8	0,57	0,0%	0,0%
2	2241,2	4321,7	0,52	14,0%	22,3%
3	1275,3	2754,2	0,46	45,2%	55,8%
4	805,1	1895,4	0,42	62,3%	72,1%
5	731,4	1842,7	0,40	63,3%	74,6%

Se muestra en la tabla 4.15 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,57 esto debido a que se tomó otra muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,42 y 0,40 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 62,3 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 1 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 63,3 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llevo hasta un 72,1 % y 74,6 % al igual que en DQO existe una variación del 2,5 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido.

Tabla 4.16 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 2,5 voltio

pH			4,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2884,7	5024,8	0,57	0,0%	0,0%
2	1845,8	3615,6	0,51	28,0%	36,0%
3	1206,3	2546,7	0,47	49,3%	58,2%
4	325,6	854,1	0,38	83,0%	88,7%
5	300,4	802,4	0,37	84,0%	89,6%

Se muestra en la tabla 4.16 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,57 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,38 y 0,37 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 83,0 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 1 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 84,0 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llego hasta un 88,7 % y 89,6 % al igual que en DQO existe una variación del 0,9 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido.

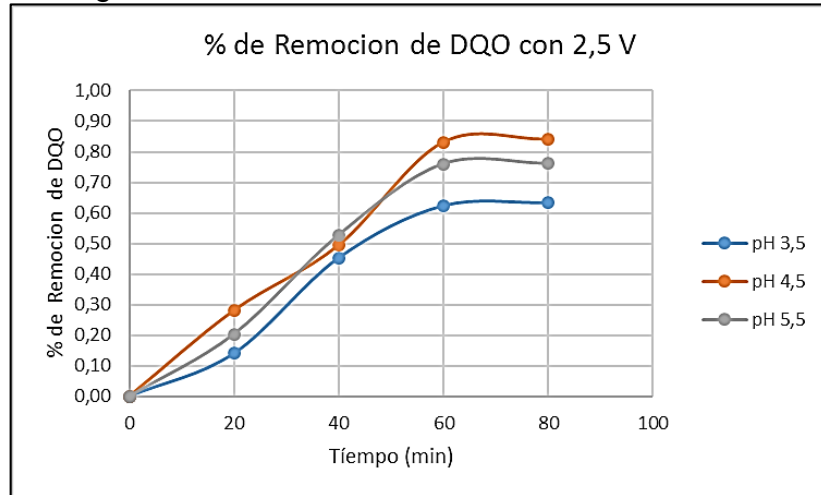
Tabla 4.17 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 2,5 voltio

pH			5,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2884,7	5024,8	0,57	0,0%	0,0%
2	2103,5	4002,7	0,53	20,3%	27,1%
3	1158,9	2375,5	0,49	52,7%	59,8%

4	544,3	1204,6	0,45	76,0%	81,1%
5	512,3	1195,6	0,43	76,2%	82,2%

Se muestra en la tabla 4.17 los cálculos sobre la relación de DBO_5/DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,57 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,45 y 0,43 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 76,0 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 0,2 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 76,2 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO_5 llego hasta un 81,1 % y 82,2 % al igual que en DQO existe una variación del 1,1 % del DBO_5 , el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido de esta forma degrada más rápido la materia orgánica.

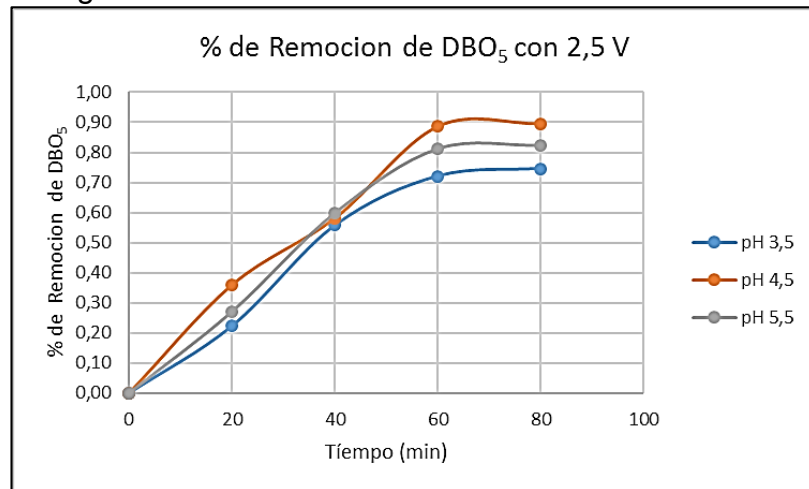
Figura 4.9 % de Remoción de DQO con 2,5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.9 la remoción de DQO es muy diferenciada siendo el mayor a un pH de 4,5 y seguidamente con un pH 5,5

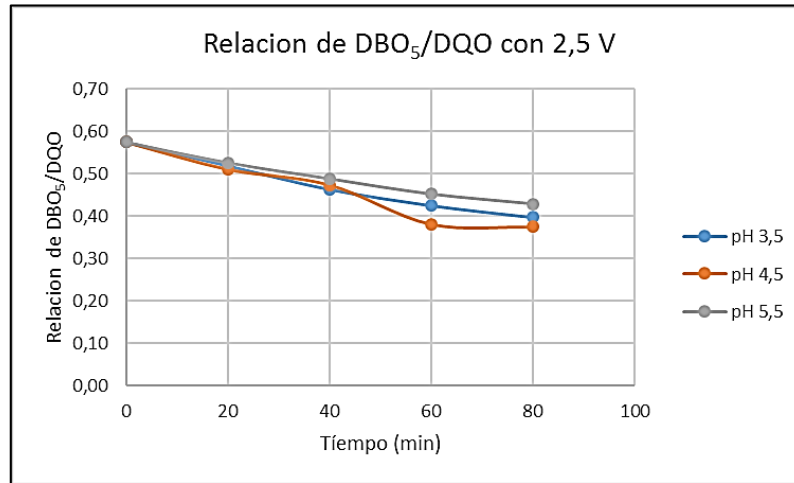
que se encuentran alrededor del 80% de remoción en un tiempo de 60 minutos, del tratamiento, se continuo con el tratamiento por otros 20 minutos más el cual no aumento el % de remoción del DQO manteniéndose constante.

Figura 4.10 % de Remoción de DBO₅ con 2.5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.10 la remoción de DBO₅ con un voltaje de 2.5 voltios difieren significativamente respecto a la variación del pH la disminución del pH cambia la constante dieléctrica del agua que lixivias los materiales, provocando la separación de las moléculas y átomos del metal y, en éste caso, aumenta su solubilidad, lo que hace que el metal se encuentre más disponible y también pueda remover la materia orgánica existente en los lixiviados, el suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al⁺³ o hierros Fe⁺², liberados por los respectivos electrodos, en general un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante. Una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficiencia.

Figura 4.11 Variación de la relación de DBO₅/DQO con 2,5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.11 la relación de DBO₅/DQO disminuye de forma semejantes en los diferentes medios ácidos del tratamiento llegando a estar por debajo de los 0,5 lo que indica que no existe materia orgánica degradable, el tratamiento fue realizado con 2,5 voltios para cada uno de los pH tratados al igual que los anteriores tratamientos.

Tabla 4.18 Resultados de Remoción con pH 3,5 y 5 voltio

pH			3,5		
Voltaje			5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2865,8	4812,5	0,60	0,0%	0,0%
2	1884,6	3521,2	0,54	26,8%	34,2%
3	1356,3	2735,4	0,50	43,2%	52,7%
4	623,5	1358,2	0,46	71,8%	78,2%
5	578,3	1269,8	0,46	73,6%	79,8%

Se muestra en la tabla 4.18 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 esto debido a que se tomó otra muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,46 y 0,46

lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 71,8 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 1,8 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 73,6 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llevo hasta un 78,2 % y 79,8 % al igual que en DQO existe una variación del 1,6 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido.

Tabla 4.19 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 5 voltio

pH			4,5		
Voltaje			5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2865,8	4812,5	0,60	0,0%	0,0%
2	2101,5	4002,4	0,53	16,8%	26,7%
3	1302,3	2684,7	0,49	44,2%	54,6%
4	805,1	1687,3	0,48	64,9%	71,9%
5	721,4	1551,4	0,46	67,8%	74,8%

Se muestra en la tabla 4.19 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,48 y 0,46 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 64,9 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 2,9 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 67,8 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llevo hasta un 71,9 % y 74,8 % al igual que en DQO existe una variación del 2,9 %

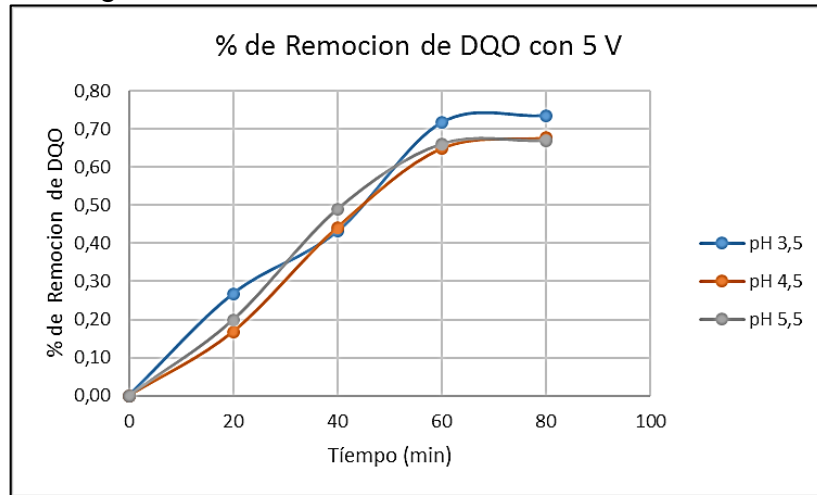
del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido.

Tabla 4.20 Resultados de Remoción con pH 5,5 y 5 voltio

pH			5,5		
Voltaje			5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2865,8	4812,5	0,60	0,0%	0,0%
2	2005,4	3854,7	0,52	19,9%	30,0%
3	1256,1	2458,1	0,51	48,9%	56,2%
4	800,9	1634,5	0,49	66,0%	72,1%
5	751,5	1591,8	0,47	66,9%	73,8%

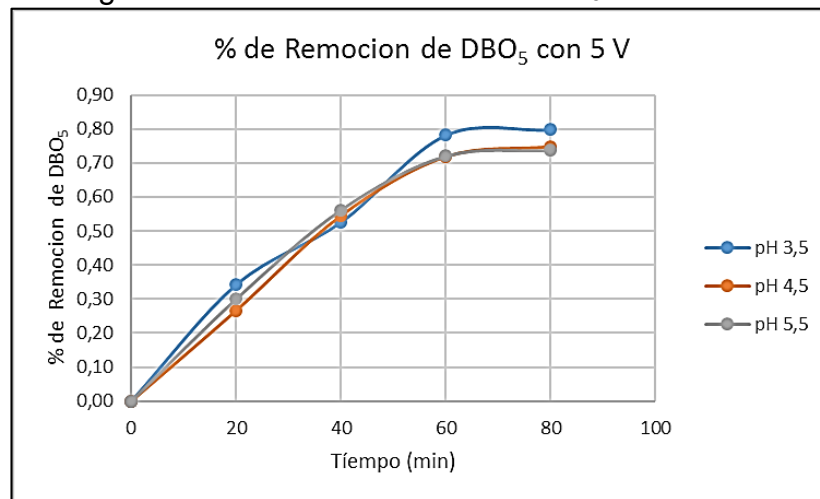
Se muestra en la tabla 4.20 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,60 esto debido a que se tomó la misma muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,49 y 0,47 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 66,0 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 0,9 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 66,9 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llevo hasta un 72,1 % y 73,8 % al igual que en DQO existe una variación del 1,7 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido. el tiempo de residencia, indican y determina que, a mayor valor, mayor es la cantidad de sólidos formados, debido a que se favorece tanto los procesos de electrodos como la floculación y precipitación de los sólidos. Se producen más gases que, al ascender, llevan las partículas de óxido a la superficie en forma de espuma y a su vez promueve el crecimiento de los flóculos y su posterior precipitación.

Figura 4.12 % de Remoción de DQO con 5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.12 la remoción de DQO es muy diferenciada para un pH 3,5 a comparación de los otros medios siendo los primeros 40 minutos igual el incremento en los tres medios del tratamiento

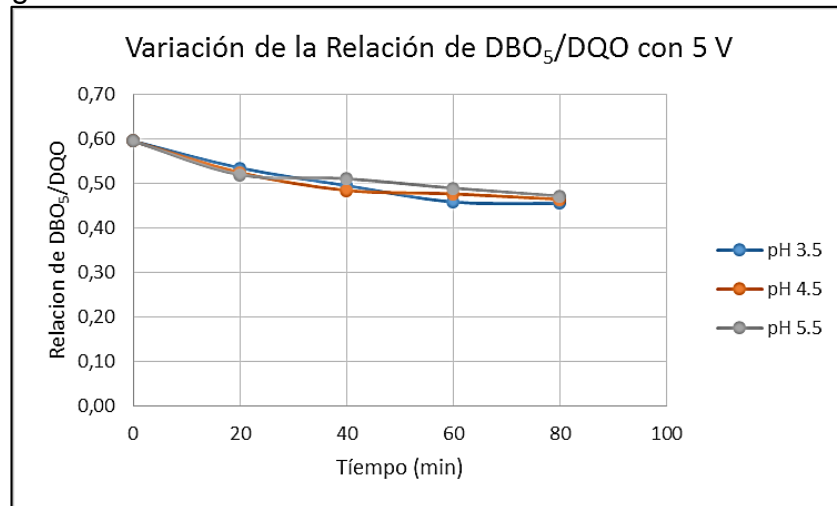
Figura 4.13 % de Remoción de DBO₅ con 5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.13 la remoción de DBO₅ con un voltaje de 5 voltios en el tratamiento para los tres medios que se trabajó no hay una variación significativa ya que el porcentaje esta fluctuando entre 70% y 80% respecto a la variación del pH la disminución del pH cambia la constante

dieléctrica del agua que lixivia los materiales, provocando la separación de las moléculas y átomos del metal y, en éste caso, aumenta su solubilidad, lo que hace que el metal se encuentre más disponible y también pueda remover la materia orgánica existente en los lixiviados, el suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio Al^{+3} o hierros Fe^{+2} , liberados por los respectivos electrodos, en general un aumento de la densidad de corriente genera un aumento en la remoción de contaminante. Una densidad de corriente demasiado grande produciría una disminución significativa en la eficiencia.

Figura 4.14 Variación de la relación de DBO_5/DQO con 5 voltio



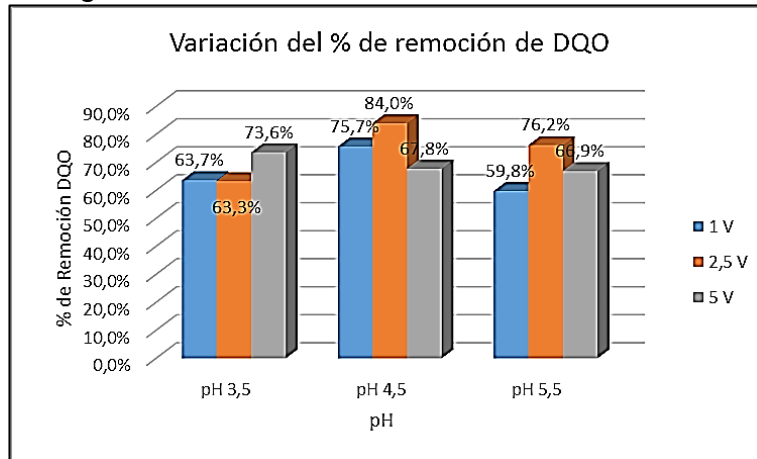
Como se puede observar en la figura 4.14 la relación de DBO_5/DQO disminuye de forma semejante en los diferentes medios ácidos del tratamiento llegando a estar por debajo de los 0,5 lo que indica que no existe materia orgánica degradable, el tratamiento fue realizado con 5 voltios para cada uno de los pH tratados al igual que los anteriores tratamientos, en el proceso de electrocoagulación se da la producción de especies por la disolución del ánodo, y en el caso de esta investigación se utilizó el aluminio como electrodo de sacrificio, estos producen especies como el Al^{3+} , $Al(OH)_2$, etc., por lo tanto se degrada toda la materia orgánica existente en el lixiviado

Tabla 4.21 Resultados de Remoción con pH 4,5 y 2,5 voltio (Replica)

pH			3,5		
Voltaje			2,5 v		
Nº	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ / DQO	% de Remoción DQO	% de Remoción DBO ₅
1	2880,1	5020,2	0,57	0,1%	0,2%
2	1840,2	3600,1	0,51	28,4%	36,2%
3	1199,9	2542,6	0,47	49,4%	58,4%
4	327,4	850,9	0,38	83,1%	88,7%
5	305,1	815,2	0,37	83,8%	89,4%

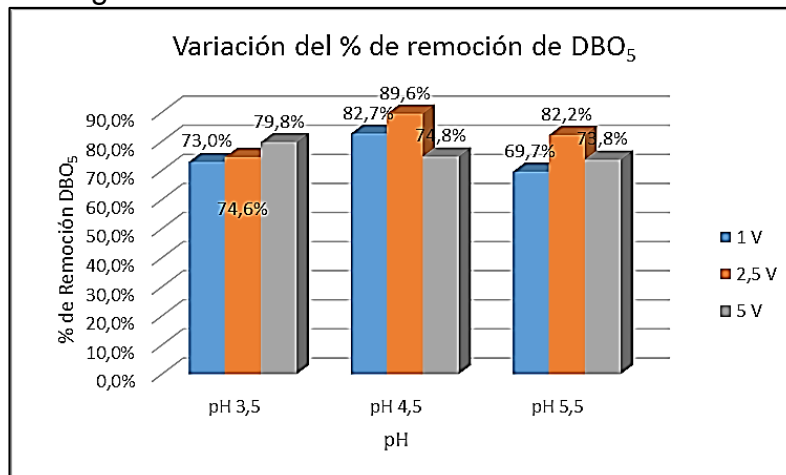
Se muestra en la tabla 4.21 los cálculos sobre la relación de DBO₅/ DQO para cada tiempo que monitoreo obteniendo valores máximos de 0,57 esto debido a que se tomó otra muestra inicial, lo que indica que existen un alto grado de biodegradabilidad que fue disminuyendo hasta obtener valores de 0,38 y 0,37 lo que indica que el efluente no contiene materia orgánica biodegradable, ya que los valores referenciales se encuentra un valor mayores de 0,5, la remoción del DQO va incrementándose hasta un tiempo de 60 minutos que se obtuvo el 83,1 % habiendo diferencias significativas entre los tiempos desde el inicio del proceso, y una variación mínima de 0,7 % en los últimos 20 minutos que alcanzo el 83,8 % de DQO, mientras en el % de remoción de DBO₅ llego hasta un 88,7 % y 89,4 % al igual que en DQO existe una variación del 0,7 % del DBO₅, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido, los resultados obtenidos no tiene diferencias significativas con los resultados de la tabla 4.16 ya que fue en este tratamiento que se obtuvo el mayor % de remoción de materia orgánica fue necesario realizar un prueba de réplica a las condiciones de 3,5 de pH y 4,5 voltios.

Figura 4.15 Variación del % de Remoción DQO



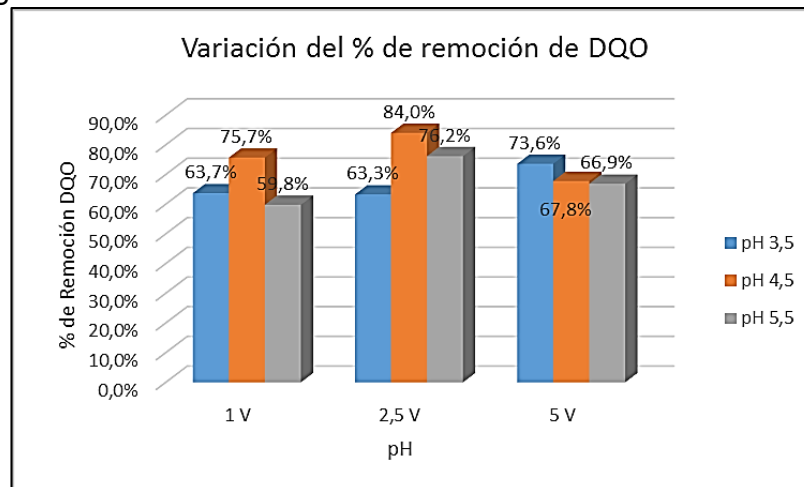
Como se puede observar en la figura 4.15 la variación del % de remoción en relación al voltaje cuando se mantiene constante el voltaje alimentado a la celda de electrocoagulación y adicionalmente el incremento de la conductividad, manteniendo la densidad de corriente constante, se produce una disminución del voltaje aplicado. Durante la aplicación del proceso de electrocoagulación al agua residual industrial se aumentó de manera progresiva la densidad de corriente, por lo tanto, a medida que esta aumentaba, la conductividad eléctrica del efluente aumentaba de igual manera.

Figura 4.16 Variación del % de Remoción DBO₅



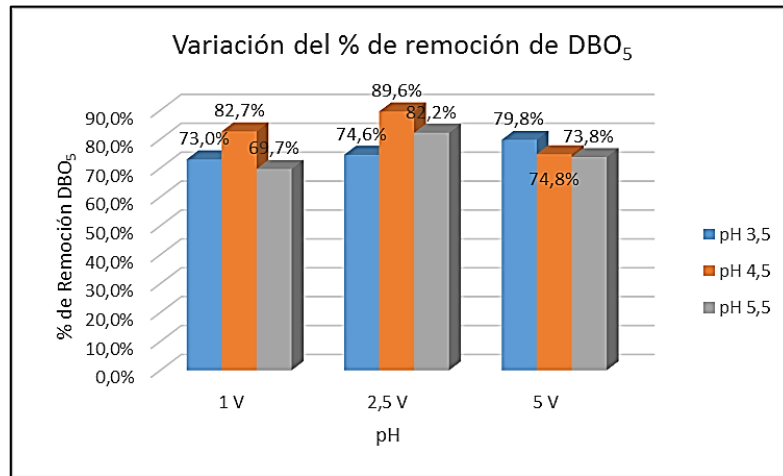
Como se puede observar en la figura 4.15 la se aprecia un aumento en el pH de la muestra de lixiviado durante la aplicación del proceso de electrocoagulación con los tres ánodos utilizados. El pH durante el proceso puede incrementarse para aguas residuales ácidas, efecto atribuido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo durante la aplicación del proceso de electrocoagulación se observó la formación de burbujas alrededor del cátodo de Fe, formándose luego espuma. De esta manera, se hace relación el aumento del pH.

Figura 4.17 Variación del % de Remoción DQO a diferentes pH



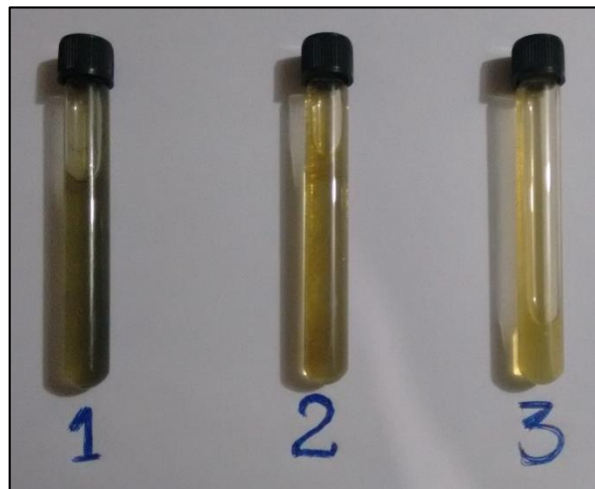
Como se puede observar en la figura 4.17 el mayor % de remoción se encuentra a un pH de 4,5 y una tensión de corriente de 2,5 voltios obteniendo un 84% de remoción de DQO en comparación a los otros tratamientos que solo llegaron a 75,7 % con un pH de 4,5 y una tensión de corriente de un voltio y una remoción del 73,6 % con un pH de 3,5 y una tensión de corriente de 5 voltios, el sistema de electrocoagulación es un proceso de intercambio iónico, existe un desgaste de los electrodos, los antecedentes indican que este dependerá de la corriente aplicada y el tiempo de residencia hidráulico del medio acuoso.

. Figura 4.18 Variación del % de Remoción DBO₅ a diferentes pH



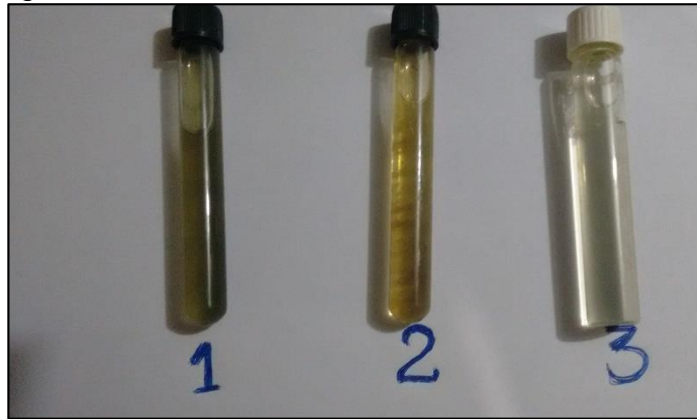
Como se puede observar en la figura 4.18 el mayor % de remoción de DBO₅ se encuentra a un pH de 4,5 y una tensión de corriente de 2,5 voltios obteniendo un 89,6 % de remoción de DBO₅ en comparación a los otros tratamientos que solo llegaron a 82,7 % con un pH de 4,5 y una tensión de corriente de un voltio y una remoción del 79,8 % con un pH de 3,5 y una tensión de corriente de 5 voltios.

. Figura 4.19 Resultados del tratamiento con 1 voltio



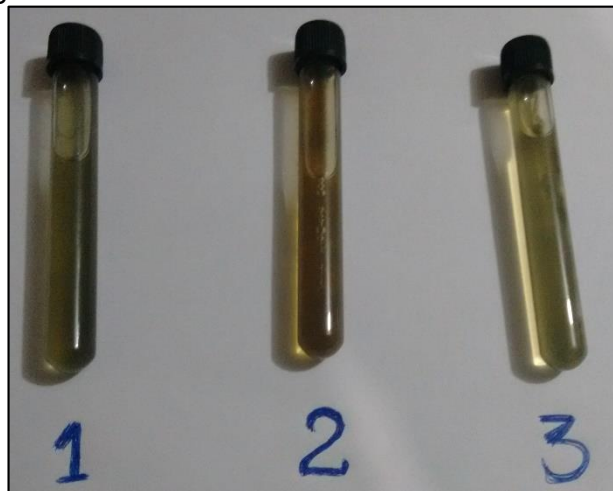
Como se puede observar en la figura 4.19 son los resultados después de los tratamientos para un tratamiento de 2,5 voltios de alimentación de energía mientras que la muestra (1) se obtuvo con pH 3,5; mientras que la muestra (2) se obtuvo con pH 5,5 y la muestra (3) se obtuvo con pH 4,5.

. Figura 4.20 Resultados del tratamiento con 2.5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.20 son los resultados después de los tratamientos para un tratamiento de 3,5 voltios de alimentación de energía mientras que la muestra (1) se obtuvo con pH 5,5; mientras que la muestra (2) se obtuvo con pH 3,5 y la muestra (3) se obtuvo con pH 4,5.

. Figura 4.21 Resultados del tratamiento con 5 voltio



Como se puede observar en la figura 4.21 son los resultados después de los tratamientos para un tratamiento de 5 voltios de alimentación de energía mientras que la muestra (1) se obtuvo con pH 5,5; mientras que la muestra (2) se obtuvo con pH 4,5 y la muestra (3) se obtuvo con pH 3,5.

4.3 Contratación de Hipótesis

4.3.1 One-way ANOVA: % Remoción versus pH

Method

Significance level $\alpha = 0,05$

Factor Information

Factor Levels Values

pH 3 3,5; 4,5; 5,5

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
pH	2	0,01790	0,008949	3,82	0,085
Error	6	0,01406	0,002343		
Total	8	0,03195			

Interpretación: Los resultados que se obtuvieron con el análisis estadístico con ayuda del software Minitab 17 mediante el análisis de ANOVA y la prueba de FISHER, ingresando los datos del % de remoción de DQO como respuesta al tratamiento de los lixiviados por el proceso de electrocoagulación, resultando el valor P-value = 0,085 siendo este mayor al valor de significancia del 0,05; según este resultado se acepta la hipótesis que la variación del pH influyen significativamente en la remoción de DQO de los lixiviados, obteniendo un margen de error de 0,0023, lo que significa que el análisis estadístico es correcto.

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
0,0484000	56,01%	41,35%	1,03%

pH	N	Mean	StDev	95% CI
3,5	3	0,6700	0,0572	(0,6016; 0,7384)
4,5	3	0,7307	0,0456	(0,6623; 0,7990)
5,5	3	0,6217	0,0410	(0,5533; 0,6900)

Pooled StDev = 0,0484000

Interpretación: Los resultados obtenidos indican los intervalos de confianza en función de la media al 95% de confiabilidad, obtenido desviaciones estándar entre 0,0410 y 0,0572 lo que indica que los resultados están agrupados en relación a la media y existes diferencias significativas.

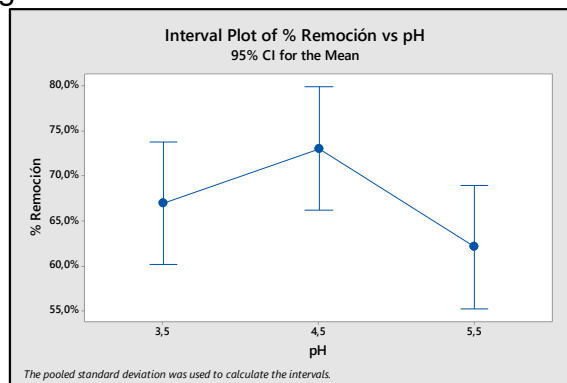
4.3.2 Fisher Pairwise Comparisons

Grouping Information Using the Fisher LSD Method and 95% Confidence

pH	N	Mean	Grouping
4,5	3	0,7307	A
3,5	3	0,6700	A B
5,5	3	0,6217	B

Interpretación: Se realizó la comparación de Fisher con el software Minitab 17, a partir de los resultados obtenidos del % de remoción de DQO y se observó según las medias calculadas que existen dos grupos A y B esto nos indica que si existe diferencia significativa en relación al pH de tratamiento en la remoción de DQO de los lixiviados del botadero “La Mejorada”

Figura 4.22 Interval Plot of % Remoción vs pH



En la figura 4.22 Se observa que la diferencia de las medias es significativa en función de los pH por lo tanto los intervalos de confianza se encuentran distantes, el % de remoción de la DQO esta relaciona a pH y se puede afirmar que existe diferencias significativas entre medios ácidos que se utilizó para el tratamiento de lixiviados.

CONCLUSIONES.

Se caracterizó la composición fisicoquímica de los lixiviados del botadero “La Mejorada” de El Tambo realizando un muestreo adecuado aplicando las normativas obteniendo como resultado 3611,3 mg/L de DBO₅; 4961,2 mg/L de DQO; 1427 *JIS de Color; 1354 NTU de Turbidez; 5812 mg/L CaCO₃; 7,98 de pH y 5846 μ s/cm de conductividad.

Se determinó el efecto del pH en las pruebas experimentales realizados en la disminución de materia orgánica mediante los análisis de DQO, que disminuyo de un valor inicial de 4955,4 mg/L de DQO a 1203,3 de mg/L DQO en un medio acido de pH 4,5 con 1 V, en la segunda prueba experimental disminuyo de un valor inicial de 5024,8 mg/L de DQO a 802,4 de mg/L DQO en un medio acido de pH 4,5 con 2,5 V, en la tercera prueba experimental disminuyo de un valor inicial de 4812,5 mg/L de DQO a 1269,8 de mg/L DQO en un medio acido de pH 4,5 con 2,5 V, la reducción más baja en los pruebas experimentales fue de 802,4 de mg/L DQO el cual no se encuentran dentro de los LMP según el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAN, por lo que es necesario realizar otro tratamiento para seguir reduciendo la DQO

Se determinó el porcentaje de remoción mediante la electrocoagulación obteniendo el 84 % de remoción de DQO a las condiciones de 2,5 V y un pH de 4,5; de igual manera se obtuvieron el 75,7 % de remoción de DQO a las condiciones de un medio acido de pH de 4,5 con 1 V; y un tercero de 73,6 % de remoción de DQO a las condiciones de pH de 3,5 y 5 V, obteniendo el mayor % de remoción en la primera prueba experimental; también se determinó la remoción de DBO₅ obtenido 89,6 % de remoción de DBO₅ a las condiciones de 2,5 V y un pH de 4,5; de igual manera se obtuvieron el 82,7 % de remoción de DQO a las condiciones de un medio acido de pH de 4,5 con 1 V; y una tercera de 79,8 % de remoción de DQO a las condiciones de pH de 3,5 y 5 V, de todos los experimentos el mejor resultado

obtenido en el % de remoción de DQO y DBO₅ fue el primero en las condiciones de 2,5 V y un pH de 4,5.

RECOMENDACIONES.

- Se recomienda utilizar los electrodos de aluminio y fierro empleados en este tipo de tratamiento, debido a su notable deterioro en el proceso de electrocoagulación.
- Se recomienda realizar un trabajo combinando electrodos de cobre y fierro para observar el comportamiento de los parámetros medidos de esta manera ver si se pueden alcanzar mayores remociones de los parámetros medidos en esta investigación.
- Se propone realizar un estudio de la espuma formada en el proceso de electrocoagulación de lixiviados provenientes de botaderos de residuos sólidos para conocer su composición y su posible aplicación.
- Experimentar el efecto que podría tener este proceso en un sistema con caudal continuo como en el caso de una descarga de lixiviados, utilizando para la precipitación de sólidos la aplicación de químicos o por medio de canales, que son métodos de uso común en aplicaciones reales y experimentales.
- Trabajar el proceso con diferentes volúmenes de muestra de lixiviado a analizar, ya que de esta manera cambiara el área de contacto de los electrodos.
- Para lograr un porcentaje mayor de remoción de nitrógeno se recomienda realizar un proceso biológico posterior al proceso de electrocoagulación, bien sea con dosis de aluminio u otro procedimiento apoyado de investigaciones posteriores.

BIBLIOGRAFÍA.

1. Alvaro Arango Ruiz, L. F. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *EAFIT*, 56-67.
2. Arango. (2005). La electrocoagulación :Una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación* , 49-56. .
3. Barkley. (1993). Alternating Current Electrocoagulation for Superfund Site Remediation.
4. Bueno, J. S. (1997). *Contaminación e Ingeniería Ambiental, Degradación del suelo y Tratamiento de Residuos*. Ficyt, Oviedo .
5. Chen. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 11–41. .
6. Chen, & Sheng. (2003). *Ingeniería Química Ciencia*. China.
7. Cisneros, J. (2001). La contaminación Ambiental en México. *Limusa Noriega editores*,, 409-505.
8. Diamadopoulos. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research.*, 23, 2439-2445.
9. Foth, D. H. (1997). Fundamentos de la Ciencia del Suelo. *CECSA*, 207-214, 365-370.
10. Genders & Weinberg. (1990).
11. Gobierno del Distrito Federal, D. (2002). Resumen Ejecutivo sobre el Monitoreo Ambiental realizado en el Sitio de Disposición final en operación "Bordo Poniente",. *Dirección Técnica de Desechos Sólidos*.
12. Heng, A., Nikraz, H., & Tse Hung, Y. (2010). Influence of waste age on landfill leachate quality. *International Journal of Environmental Science and Development*.
13. Holt. (2003). Electrocoagulation. *PhD thesis, Faculty of Engineering, The University of Sydney*.
14. J., S. C. (2005). Contaminación un derrame de lixiviados cultivos de Chiconautla y Totolcingo. *La Jornada*, 50,95.

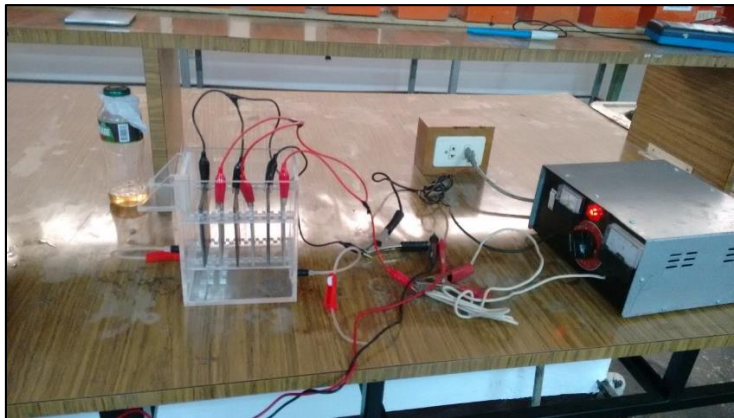
15. Méndez N., C. S. (2002.). Influencia del Material de Cubierta en la Composición de los Lixiviados de un relleno sanitario. .
16. Mollah. (2001). *La ciencia y aplicaciones*. EE.UU. / Bangladés / México.
17. Mollah. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation *Journal of Hazardous Materials*.
18. Ogutveren. (1992). *Journal of Environmental Science*.
19. Phutdhawong. (2000). *Analytical Science* (Vol. vol. 16). The Japan Society of Analytical Chemistry.
20. Prentice G. (1990). *Electrochemical Engineering*. National Science Foundation.
21. Prieto. (2012).
22. Restrepo. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + Limpia*, 58-77.
23. Rios. (2005). The passivation of the electrode in the electrocoagulation process. *Portugaliae Electrochimica Acta* 23, (págs. 17-34). Mexico.
24. Skoog. (2001). *Química Analítica*. Nueva York, Estados Unidos: edición, McGraw-Hill.
25. Social, S. d. (2001). Manuales Técnicos para el manejo de la basura ¡Por un México Limpio! (SEDESOL).
26. Tchobanogluos, T. A. (1994). Gestión integral de residuos sólidos. *Mc Graw-Hill/Interamericana* , 120-128, 407-502.
27. Walsh. (2001). *Pure and Applied Chemistry*.

ANEXOS.

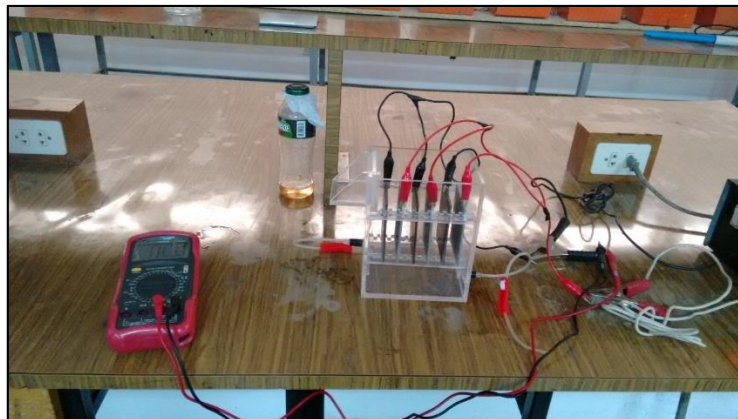
SEPARACIÓN DEL LIXIVIADO PARA LAS PRUEBAS EXPERIMENTALES



CELDA DE UN SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN



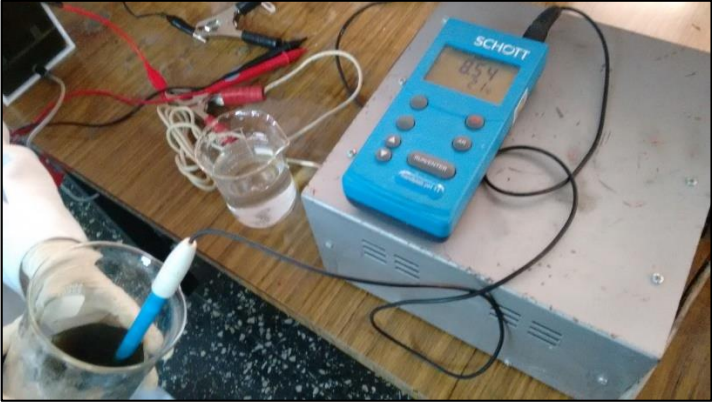
INSTALACIÓN DE EQUIPOS DE MEDICIÓN DE VOLTAJE



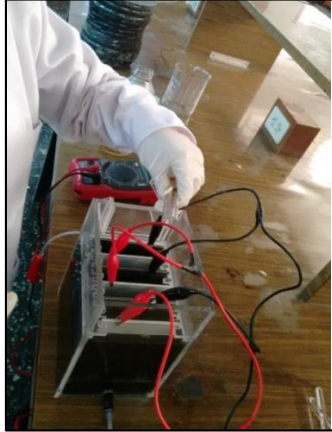
VERTIENDO EL LIXIVIADO EN LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN



MIDIENDO EL PH DEL LIXIVIADO

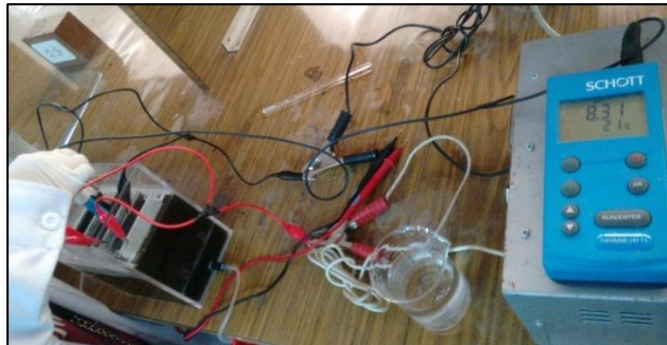


ADICIÓN DE ÁCIDO SULFÚRICO AL FLUIDO



Fuente: Elaboración propia

MEDICIÓN DE PH DEL LIXIVIADO DENTRO DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN



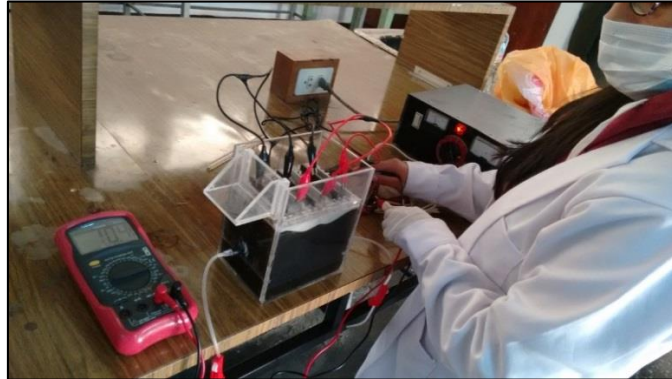
Fuente: Elaboración propia

ACIDIFICANDO LA SOLUCIÓN PARA EL TRATAMIENTO



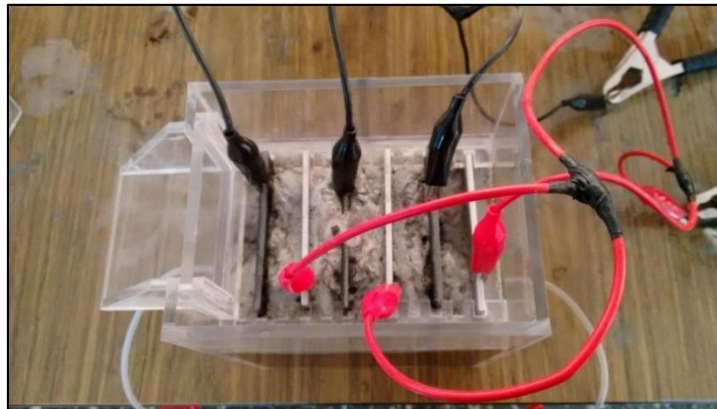
Fuente: Elaboración propia

MEDICIÓN DE LA TENSIÓN DE CORRIENTE INICIANDO EL PROCESO



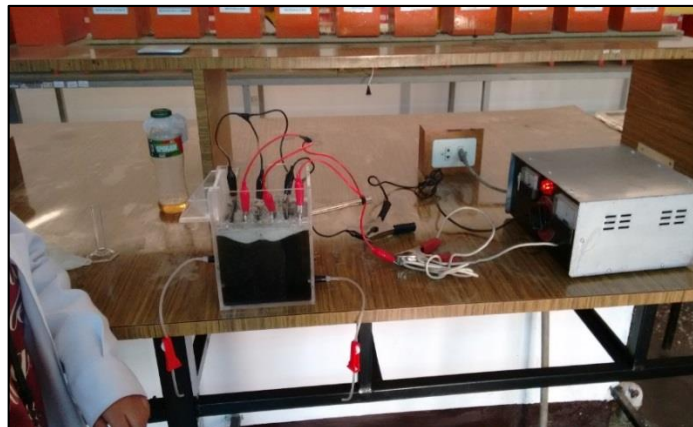
Fuente: Elaboración propia

PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN MEDIO ACIDO



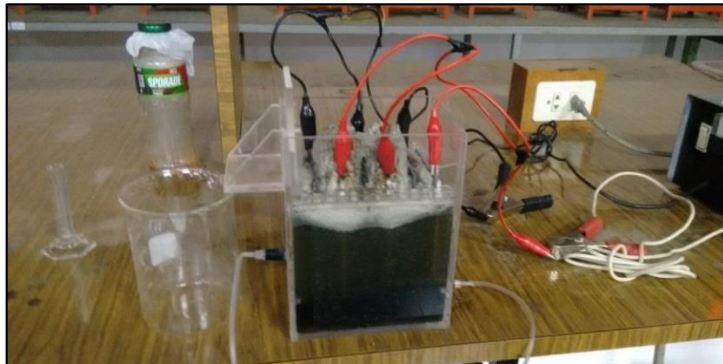
Fuente: Elaboración propia

PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN TIEMPO INICIAL DE RETENCIÓN



Fuente: Elaboración propia

PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN TIEMPO MEDIO DE RETENCIÓN



Fuente: Elaboración propia

PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN EN UN TIEMPO FINAL DE RETENCIÓN



Fuente: Elaboración propia

RECOLECTANDO MUESTRAS PARA LOS ANÁLISIS A UN TIEMPO INICIAL DE RETENCIÓN



Fuente: Elaboración propia

MEDICIÓN DE LA TENSIÓN DE CORRIENTE FINALIZANDO EL PROCESO



Fuente: Elaboración propia

RECOLECTANDO MUESTRAS PARA LOS ANÁLISIS A UN TIEMPO FINAL DE RETENCIÓN



Fuente: Elaboración propia