



UNIVERSIDAD NACIONAL "PEDRO RUIZ GALLO"



**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA E
INDUSTRIAS ALIMENTARIAS**

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

TESIS

"EFECTO DE LA DOSIFICACION DE CLORURO DE SODIO EN EL PROCESO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS POR ELECTROCOAGULACION"

PRESENTADO POR:

Bach.: ISAIAS FLORES TORRES

PARA OPTAR EL TITULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

**LAMBAYEQUE – PERU
2018**



**UNIVERSIDAD NACIONAL
"PEDRO RUIZ GALLO"**



**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA E
INDUSTRIAS ALIMENTARIAS**

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

TESIS

**"EFECTO DE LA DOSIFICACION DE
CLORURO DE SODIO EN EL PROCESO
DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES DOMESTICAS POR
ELECTROCOAGULACION"**

Para optar el Título Profesional de:
INGENIERO QUÍMICO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

**Ing. Dr. Angel Wilson Mercado Seminario
PRESIDENTE**

**Ing. M.Sc. Ysabel Nevado Rojas
SECRETARIO**

**Ing. M.Sc. James Jenner Guerrero Braco
VOCAL**

**Ing. M.Sc. Ivan Pedro Coronado Zuloeta
ASESOR**

**LAMBAYEQUE – PERU
2018**

DEDICATORIA

Esta tesis está dedicada, a mis padres, que supieron enseñarme el camino correcto para salir adelante, a no detenerme y luchar por lo que anhelo, sin importar lo duro que pueda ser, ellos son mi motor en todo momento.

A mis hermanos que a pesar de la distancia siempre estuvieron ahí apoyándome y no dejándome vencer frente a cualquier adversidad de la vida.

A mis amigos por estar ahí conmigo, brindándome su confianza, siendo como hermanos en todo momento, y por aquellas anécdotas vividas que perduraran en el tiempo.

A Dios, que, por cosas de la vida, pone en el lugar y momento adecuado a diferentes personas que te brindan su apoyo y te hacen sentir en familia.

AGRADECIMIENTO

La presente tesis me gustaría agradecerle a DIOS, por hacer realidad este sueño anhelado. A la **UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO**, por acogerme durante mi formación como profesional.

A la Químico, Natali Valencia Oviedo, por apoyarme con los análisis y haberme prestado las instalaciones del Laboratorio de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de San Jerónimo del Cusco (PTAR SEDA CUSCO S.A.), para llevar a cabo la parte experimental de mi proyecto.

A la familia *Yuca Perca*; una familia sencilla, humilde, unida; que me acogió y me hizo sentir como un hijo, siendo una persona desconocida para ellos, pero eso no fue motivo para no brindarme su amistad y cariño, solo siguieron siendo ellos mismos. A la cual se les agradece de corazón, por los momentos compartidos, que no se olvidaran jamás.

INDICE

Pág.

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCION.....	3
I. MARCO TEORICO.....	9
1.1 BASE TEORICA CIENTIFICA.....	9
1.1.1 Aguas residuales.....	9
1.1.2 Parámetros de control de la contaminación del agua residual.....	9
A. Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	10
B. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).....	10
C. Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	10
D. Aceites y Grasas (A y G).....	11
E. Potencial de Hidrógeno (pH).....	11
F. Sólidos Sedimentables (SS).....	11
G. Temperatura.....	11
H. Coloides.....	12
H.1. Tipos de coloides de acuerdo con su comportamiento en el agua.....	12
H.2. Características de las partículas coloidales.....	13
H.3. Propiedades de los coloides.....	14
1. Propiedades cinéticas.....	14
a. Movimiento browniano.....	14
b. Difusión.....	14
c. Ósmosis.....	14
2. Propiedad óptica.....	15
3. Propiedad de superficie.....	15
4. Propiedad electrocinética.....	15
H.4. Estabilidad e inestabilidad de los coloides.....	16
H.5. Carga eléctrica de los coloides. Fuerza de estabilización.....	16
H.6. Energía potencial de interacción de las partículas coloidales.....	17
H.7. Efecto del aumento de la concentración iónica.....	18
H.8. Mecanismo de electrocoagulación.....	18
1.1.3 La Coagulación Química.....	20
1.1.4 La electrocoagulación.....	21

1.1.4.1	Mecanismos del proceso de coagulación.....	22
1.1.4.2	Reacciones presentes en el proceso de electrocoagulación.....	24
1.1.4.3	Factores que afectan al proceso de electrocoagulación.....	27
a.	Ph.....	27
b.	Densidad de corriente.....	28
c.	Conductividad.....	29
d.	Temperatura.....	30
e.	Tiempo.....	30
1.1.4.4	Reactores para procesos de electrocoagulación.....	30
i.	Tipo Batch.....	31
i.1	Monopolar.....	32
i.2	En Paralelo.....	32
i.3	En Serie.....	32
ii.	Reactores por el tipo de flujo.....	33
iii.	Reactor filtro prensa.....	36
iv.	Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.....	36
v.	Reactor de lecho fluidizado.....	36
1.1.4.5	Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.....	36
1.1.4.6	Aplicaciones de la electrocoagulación.....	39
1.1.4.7	Lodo del proceso de coagulación.....	41
1.1.4.8	Los Costos de la Electrocoagulación.....	42
1.1.4.9	Química del Aluminio en disolución acuosa.....	43
II.	MATERIALES Y METODOS.....	48
2.1	POBLACIÓN Y MUESTRA.....	48
2.2	EQUIPOS Y MATERIALES DE LABORATORIO.....	48
2.3	PROCEDIMIENTO.....	49
2.3.1	Construcción del reactor de electrocoagulación tipo batch.....	49
2.3.2	Procedimiento experimental.....	50
III.	RESULTADOS.....	53
3.1	CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL PTAR SAN JERÓNIMO DEL CUSCO.....	53
3.2	VALORES DE SST, DBO ₅ Y DQO DESPUES DE TRATAMIENTO.....	53

3.3 EFICIENCIA DE LA ELECTROCOAGULACION RESPECTO A SST, DBO₅ Y DQO.....	54
IV. DISCUSION.....	60
V. CONCLUSIONES.....	64
VI. RECOMENDACIONES.....	66
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	68
7.1 Bibliografía.....	68
APENDICE I.....	72
APENDICE II.....	74
APENDICE III.....	78
APENDICE IV.....	103
ANEXOS.....	107

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1.1.</i> Esquema de un coloide con carga positiva.....	19
<i>Figura 1.2.</i> Energía potencial de interacción entre dos coloides.....	19
<i>Figura 1.3.</i> Efecto del aumento de concentración iónica.....	19
<i>Figura 1.4.</i> Esquema de una celda de electrocoagulación.....	34
<i>Figura 1.5.</i> Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.....	34
<i>Figura 1.6.</i> Reactor con electrodos monopolares conectados en serie.....	34
<i>Figura 1.7.</i> Reactor con electrodos bipolares conectados en paralelo.....	35
<i>Figura 1.8.</i> Reactores por el tipo de flujo.....	35
<i>Figura 1.9.</i> Reactores filtro prensa.....	37
<i>Figura 1.10.</i> Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.....	37
<i>Figura 1.11.</i> Reactor de lecho fluidizado.....	37
<i>Figura 1.12.</i> ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación.....	38
<i>Figura 1.13.</i> Diagrama de concentración de especies monoméricas de aluminio en equilibrio con el hidróxido amorfo, en condiciones de fuerza iónica cero y 25 °C.....	46
<i>Figura 2.1.</i> Procedimiento experimental.....	51

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1. <i>Características de los lodos.....</i>	46
Tabla 3.1. <i>Caracterización del agua residual domestica que ingresa al PTAR San Jerónimo del Cusco.....</i>	55
Tabla 3.2. <i>Promedio de SST obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	55
Tabla 3.3. <i>Promedio de DBO₅ obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	55
Tabla 3.4. <i>Promedio de DQO obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	56
Tabla 3.5. <i>Eficiencia de disminución de SST después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	56
Tabla 3.6. <i>Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de SST.....</i>	56
Tabla 3.7. <i>Eficiencia de disminución de DBO₅ después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	57
Tabla 3.8. <i>Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de DBO₅.....</i>	57
Tabla 3.9. <i>Eficiencia de disminución de DQO después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.....</i>	57
Tabla 3.10. <i>Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de DQO.....</i>	58

Tabla 3.11. <i>Resultados del análisis de SST, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.....</i>	103
Tabla 3.12. <i>Resultados del análisis de DBO₅, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.....</i>	104
Tabla 3.13. <i>Resultados del análisis de DQO, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.....</i>	105

RESUMEN

Dada la importancia de no depender de reactivos químicos para la etapa de coagulación de las aguas residuales domésticas, y tener una alternativa tecnológica limpia se consideró en la presente investigación el objetivo de evaluar el efecto de la dosificación de cloruro de sodio en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas por electrocoagulación. Para tal fin se construyó un reactor de electrocoagulación de 700 ml de volumen de trabajo, dentro del cual se distribuyó en forma equidistante cuatro electrodos: dos de hierro (cátodo) y dos de aluminio (ánodo). Durante el proceso se aplicó corriente directa de 20 V durante 15 minutos. Con un dispositivo debidamente dispuesto se obtuvo muestras las cuales fueron analizadas en el contenido de SST, DBO₅ y DQO. El agua residual doméstica para esta investigación provino de la entrada al PTAR San Jerónimo del Cusco, que durante la fecha de los ensayos tuvo en promedio 515 ppm, 425.2 ppm y 859.0 ppm de SST, DBO₅ y DQO respectivamente. Después de aplicar la electrocoagulación y dosificando 100 mg de NaCl por litro, se obtuvo niveles de SST, DBO₅ y DQO de 98.7 ppm, 90.5 ppm y 196.7 ppm respectivamente. Estos valores logrados representan una eficiencia de remoción de 80.835%, 78.716% y 77.101% para SST, DBO₅ y DQO respectivamente. El análisis de varianza de los niveles de SST, DBO₅ y DQO respecto a la concentración de NaCl, resultó que si hay efecto significativo de la salinidad sobre los valores de la variable dependiente obtenidos. El mayor efecto fue sobre SST. Se concluye que la concentración de NaCl tiene un efecto positivo sobre la disminución de SST, DBO₅ y DQO de las aguas residuales domésticas. Se recomienda aplicar 100 mg NaCl/L, voltaje de 20 V y tiempo de 15 min.

Palabras claves: electrocoagulación, aguas residuales.

ABSTRACT

Given the importance of not relying on chemical reagents for the coagulation stage of domestic wastewater, and having a clean technological alternative, the objective of evaluating the effect of sodium chloride dosage in the treatment process was considered in the present investigation. of domestic wastewater by electrocoagulation. For this purpose, an electrocoagulation reactor of 700 ml of working volume was built, within which four electrodes were distributed equidistantly: two of iron (cathode) and two of aluminum (anode). During the process direct current of 20 V was applied for 15 minutes. With a properly arranged device samples were obtained which were analyzed in the content of SST, BOD₅ and COD. The domestic wastewater for this investigation came from the entrance to the San Jerónimo del Cusco - PTAR, which on the date of the tests had an average of 515 ppm, 425.2 ppm and 859.0 ppm of SST, BOD₅ and COD respectively. After applying electrocoagulation and dosing 100 mg of NaCl per liter, SST, DBO₅ and COD levels of 98.7 ppm, 90.5 ppm and 196.7 ppm respectively were obtained. These achieved values represent a removal efficiency of 80.835%, 78.716% and 77.101% for SST, BOD₅ and COD respectively. The analysis of variance of the levels of SST, BOD₅ and COD with respect to the concentration of NaCl, resulted that if there is a significant effect of salinity on the values of the dependent variables obtained. The greatest effect was on SST. It is concluded that the concentration of NaCl has a positive effect on the decrease of TSS, BOD₅ and COD of domestic wastewater. It is recommended to apply 100 mg NaCl / L, voltage of 20 V and time of 15 minutes.

Keywords: electrocoagulation, wastewater.

INTRODUCCION

La disposición de aguas residuales sin tratamiento alguno y las aguas residuales tratadas inadecuadamente contaminan los cuerpos de agua natural. A su vez, por infiltración en el subsuelo contaminan las aguas subterráneas, por lo que se convierten en focos infecciosos para la salud de las poblaciones, así como para la flora y fauna del lugar.

En nuestro país existe Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS) existiendo a la fecha cerca de 50 EPA a nivel nacional, las cuales brindan el servicio de alcantarillado al 69,65 % de la población urbana. La población no cubierta vierte directamente sus aguas residuales sin tratamiento al mar, ríos, lagos, quebradas o, las emplean para el riego de cultivos. Además, hay sobrecarga de aguas residuales en las plantas de tratamiento cuya infraestructura es insuficiente, lo cual origina que los efluentes tratados excedan los límites máximos permisibles (LMP), y no se cumplan con los estándares de calidad ambiental (ECA). Esto genera problemas ambientales como la contaminación de los cuerpos de agua y la generación de malos olores que causan conflictos con la población (OEFA, 2004).

Parte de las aguas descargadas a la red de alcantarillado es derivada a las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) para su tratamiento, empleando diversas tecnologías como: lagunas aireadas, lodos activados o filtros percoladores, entre otros. Posteriormente, estas aguas tratadas son empleadas para el riego de cultivos, áreas verdes, piscicultura o vertidas a cuerpos de agua natural. Las aguas residuales descargadas a la red de alcantarillado que no son derivadas a las PTAR son vertidas sin ningún tratamiento a los cuerpos de agua natural, terrenos baldíos, o son empleadas en prácticas inadecuadas como riego de cultivos, lo que representa un riesgo para la salud y el ambiente (Méndez y Marchán, 2008).

El Perú genera aproximadamente 2.5 millones m³ por día de aguas residuales descargadas a la red de alcantarillado de las EPS Saneamiento. El 32% de estas recibe tratamiento. Según proyecciones realizada se prevé que para el año 2024 el Perú generara cerca del doble que actualmente manejan las EPS, llegando a un nivel de 4.8 millones de m³ por día (SUNASS, 2015). Cada día es más exigente el control de las aguas residuales. De acuerdo con el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, los Límites Máximos Permisibles (LMP), es “La medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos que caracterizan a una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente”. Los LMP definen la calidad del efluente de las PTAR cuando se vierte a un cuerpo natural de agua. Los LMP son obligatorios para todas las PTAR sin distinción de tamaño, ni de nivel de tratamiento (Zapata, 2011).

Las aguas residuales domesticas en promedio contienen 400 ppm de solidos suspendidos totales, 500 ppm de DBO₅ (demanda química de oxígeno) y 1200 ppm de DQO (demanda química de oxígeno) y otros componentes que pueden perjudicar la salud humana si se rehúsa para regadío (Nina, 2015). Según Decreto Supremo N.º 003-2010-MINAM, los Límites Máximos Permisibles para alcantarilla después del tratamiento son: 150 ppm de solidos suspendidos totales, 100 ppm para la DBO₅ y 200 ppm para la DQO. Por lo tanto, se hace necesario realizar el respectivo tratamiento del agua residual domestica para lograr estos LMP.

La coagulación de los sólidos suspendidos totales se realiza tradicionalmente utilizando coagulantes de origen químico, como sulfato de aluminio granular, sulfato de cobre, cloruro férrico, acompañado con otros como cal (Andía, 2000). Como método alternativo para coagular solidos suspendidos, recientemente se esta

investigación la aplicación de electricidad para realizar lo que se conoce como electrocoagulación. La electrocoagulación (EC) es una tecnología emergente que combina las funciones y ventajas de la coagulación tradicional, flotación y electroquímica en el tratamiento de aguas residuales (Kuokkanen, 2016). Todas estas son tecnologías conocidas con décadas de extensa investigación y desarrollo. Sin embargo, el mecanismo profundo de interacción entre estas tecnologías, que se emplea en un sistema de la EC, todavía está algo oculto. Por lo tanto, se necesita más investigación sobre la base central de la EC para desarrollar una mejor comprensión de la tecnología en su conjunto.

El tratamiento de las aguas residuales se ha convertido en una necesidad absoluta. Es necesario un método innovador, barato y efectivo para purificar y limpiar las aguas residuales antes de descargarlo en cualquier otro sistema de agua. Se están desarrollando una serie de técnicas prometedoras basadas en tecnología electroquímica y se han mejorado las técnicas existentes para reducir las adiciones químicas. Hoy en día, las tecnologías electroquímicas han llegado a un estado en el que no solo son comparables con otras tecnologías en términos de costo sino también potencialmente más eficientes y en algunas situaciones las tecnologías electroquímicas pueden ser el paso indispensable en el tratamiento de aguas residuales que contienen contaminantes refractarios.

En base a diferentes antecedentes en este trabajo de investigación se consideró como objetivo principal determinar el efecto de la dosificación de cloruro de sodio en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas por electrocoagulación. Para el logro de este objetivo se consideró dos objetivos específicos: Elaborar el esquema de tratamiento de las aguas residuales domesticas

con el uso de electrocoagulación, y determinar la dosis adecuada de cloruro de sodio en la electrocoagulación de las aguas residuales domésticas.

Para llegar a determinar estos objetivos, se tomó en cuenta algunos antecedentes como es el trabajo hecho por Pratheeba P.; en el año 2015. Denominado “Tratamiento de aguas residuales domesticas por electrocoagulación”. El autor tuvo como objetivo determinar la idoneidad de Electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales municipales. El proceso fue evaluado con un modelo a escala de laboratorio con ánodo de aluminio y cátodo de acero inoxidable debido a su alta eficiencia en la eliminación del color aparente y la materia orgánica. El experimento se realizó con aguas residuales municipales. La caracterización inicial y final del agua residual se realiza para varios parámetros y la Electrocoagulación se evalúa para obtener la mayor eficiencia. La condición óptima DQO eliminada que se encontró que era 80,70% y el total de sólidos fue 61,38% a los 25 minutos del tiempo de electrólisis, 10V de potencial aplicado y 2 cm de distancia entre electrodos. También se estudia el comportamiento de flotación y sedimentación del lodo.

Se ha fundamentado también en los trabajos realizados por Sarala, C. (2012), Nwabanne y Obi. (2017) y Aguilar, A. (2015), que utilizaron electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales y se logró demostrar que aplicar este tipo de proceso es de efecto positivo.

Existe investigaciones a nivel nacional como la de Palomino (2011), quien aplico electrocoagulación a las aguas que ingresaron al PTAR “La Totorá” en Ayacucho, logrando una disminución de turbidez de 94.65%, con tiempo de electrocoagulación de 25 minutos, con voltaje entre 21 y 23 V, y pH regulado entre 7.33 y 7.34.

Los resultados obtenidos después de aplicar este tipo de tratamiento a aguas residuales domesticas están por debajo de los LMP, Según decreto supremo del 003-2010-MINAN, por lo que se concluye que dosificar con una sal a este tipo de agua para dar el tratamiento que se indica tiene resultado a favor porque me ayuda a incrementar la conductividad y obtener una mejor circulación de corriente en la disolución.

CAPITULO I

I. MARCO TEORICO

1.1 BASE TEORICA CIENTIFICA

1.1.1 Aguas residuales

Son aquellas aguas cuyas características originales han sido modificadas por actividades humanas y que por su calidad requieren un tratamiento, antes de ser reusadas, vertidas a un cuerpo natural de agua o descargadas al sistema de alcantarillado.

- **Aguas residuales domesticas:** Son aquellas de origen residencial y comercial que contienen desechos fisiológicos, entre otros, provenientes de la actividad humana, y deben ser dispuestas adecuadamente.
- **Aguas residuales industriales:** Son aquellas que resultan del desarrollo de un proceso productivo, incluyéndose a las provenientes de la actividad minera, agrícola, energética, agroindustrial, entre otras.
- **Aguas residuales municipales:** Son aquellas aguas residuales domésticas que pueden estar mezcladas con aguas de drenaje pluvial o con aguas residuales de origen industrial previamente tratadas, para ser admitidas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado (OEFA, 2014).

1.1.2 Parámetros de control de la contaminación del agua residual

Es de vital importancia tener en cuenta los valores guía referentes a los parámetros de calidad del agua para un buen cuidado de la salud de las personas y para el control de los receptores, donde llegan todos los efluentes provenientes de industrias. Para ello, se definirán y explicarán cuatro parámetros fundamentales, los

que se regulan y establecen en la actual legislación peruana y a los cuales se hará referencia en capítulos posteriores.

A. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este primer parámetro mide la cantidad aproximada de contenido total de materia orgánica presente en el agua y se expresa en miligramos por litro (mg/l). Este parámetro no diferencia entre la materia orgánica biológicamente disponible y la inerte. Esta materia orgánica en condiciones naturales puede ser biodegradada lentamente (oxidada) a Dióxido de carbono (CO₂) y Agua (H₂O) mediante un proceso lento que puede tardar, desde unos pocos días hasta unos cuantos millones de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente y de las condiciones de la biodegradación (Alden,2004).

B. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

Este parámetro mide la cantidad de oxígeno consumida en la eliminación de la materia orgánica del agua mediante procesos biológicos aerobios, por lo general se refieren al consumo o reacción en 5 días (DBO₅).

C. Sólidos Suspendidos Totales (SST)

El tercer parámetro representa la fracción de sólidos totales retenidos sobre un filtro con un tamaño de poro determinado, medido después que ha sido secado a una temperatura específica entre 103 y 105 °C. Respecto al filtro que se emplea para la determinación de este parámetro, el más usado para a determinación es el filtro de Whatman de la fibra de vidrio.

D. Aceites y Grasas (A y G)

Este parámetro se expresa en miligramos sobre litro (mg/l). Representa todas aquellas sustancias (lípidos) que debido a su característica de insolubilidad en el agua van a persistir en su superficie formando natas y espumas. Estas últimas dificultan cualquier tipo de tratamiento físico o químico, por lo que deben eliminarse ya sea en el tratamiento primario o secundario.

E. Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH es la medida de la cantidad de iones de hidrógeno libres en el agua. La fórmula para el cálculo del pH es el logaritmo negativo de la concentración molar de iones de hidrógeno ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$). El pH presenta una escala de medida que va desde 1 hasta 14. En esta escala una medición de pH igual a 7 es considerada neutra, mientras que si es menor o mayor a 7 es considerada ácida o básica respectivamente.

F. Sólidos Sedimentables (SS)

Los sólidos Sedimentables están conformados por partículas más densas que el agua, por lo que se mantienen dispersas dentro de ella debido a la fuerza de arrastre causada por el movimiento o turbulencia de la corriente. Debido a esta razón, las partículas sedimentan velozmente por acción de la gravedad cuando la masa se mantiene en reposo.

G. Temperatura

Este parámetro, presente en el agua residual, por lo general tiene una temperatura más elevada que la del agua de suministro, ello debido a la

concentración de agua caliente o agua de proceso procedente de efluentes residuales no domésticos en su mayoría. La importancia de este parámetro radica en su influencia en el desarrollo de la vida acuática, como sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción, así como sobre la capacidad del agua para su reutilización.

H. Coloides

Las partículas coloidales en el agua por lo general presentan un diámetro entre 1 y 100 nm y su comportamiento depende de su naturaleza y origen. Por debajo de esos límites están las disoluciones verdaderas, y por encima, las suspensiones ordinarias. La importancia del tamaño de partícula, se debe a que, de este, depende la magnitud de superficies de la sustancia dispersa. Si la cantidad de superficie es muy grande se manifiestan, y son predominantes, propiedades que están vinculadas a la superficie de las partículas, propiedades superficiales. Las dimensiones coloidales se pueden alcanzar, bien por agrupación de moléculas o subdivisión de partículas superiores al límite del tamaño indicado. Ver figura 1.1.

Se trata por tanto de un estado de las sustancias, llamado estado coloidal en el que tienen manifestación muy destacada las propiedades de superficie. Adicionalmente, estas partículas presentes en el agua son las principales responsables de la turbiedad.

H.1. Tipos de coloides de acuerdo con su comportamiento en el agua.

En el tratamiento del agua, es común referirse a los sistemas coloidales como hidrófobos cuando repelen el agua, e hidrófilos cuando presentan afinidad con ella. En los sistemas coloidales hidrófobos, las propiedades de la superficie de las

partículas son muy importantes, principalmente en las aguas naturales, que pueden contener varios tipos de arcillas. Las arcillas y algunos óxidos metálicos son coloides hidrófobos muy importantes en el tratamiento del agua.

Se caracterizan por ser termodinámicamente inestables con respecto a la formación de grandes cristales no coloidales. Los coloides hidrofílicos comprenden soluciones verdaderas, ya sea de moléculas grandes o de agregados de moléculas pequeñas, cuyas dimensiones están dentro de los límites coloidales. Abarcan varios polímeros tanto sintéticos como naturales y numerosas sustancias de significación biológica como proteínas, ácidos nucleicos.

H.2. Características de las partículas coloidales.

Desde el punto de vista energético, algunas partículas coloidales son termodinámicamente estables y se denominan coloides reversibles, incluidas las moléculas de detergente o jabón, proteínas, aminas y algunos polímeros de cadena larga. Otros coloides termodinámicamente inestables se denominan irreversibles, como las arcillas, los óxidos metálicos, los microorganismos, etcétera, que están sujetos a coagulación. Algunos coloides coagulan rápidamente, mientras que otros lo hacen lentamente. Los términos termoinestable e inestables muchas veces se aplican a los coloides irreversibles. Con ello se hace referencia, por ende, a cinética de coagulación y no a las características termodinámicas y energéticas. Un sistema coloidal cinéticamente inestable es un sistema coloidal irreversible, en el cual la coagulación es significativa.

H.3. Propiedades de los coloides.

1. Propiedades cinéticas

Las propiedades cinéticas son las que definen el comportamiento de las partículas coloidales referidas a su movimiento en el agua.

a. Movimiento browniano

Las partículas coloidales, dentro de la fase líquida, presentan un movimiento constante e irregular, que se ha denominado movimiento browniano. La teoría cinética explica este fenómeno como resultado del bombardeo desigual y casual de las partículas en suspensión por las moléculas del líquido. Al elevarse la temperatura del líquido, las moléculas adquieren mayor energía cinética y aumenta el movimiento Browniano.

b. Difusión.

Debido al movimiento browniano, las partículas coloidales tienden a dispersarse por todas partes en el sistema hídrico. A este fenómeno se le llama difusión.

c. Ósmosis.

La ósmosis es el flujo espontáneo que se produce cuando un disolvente atraviesa una membrana que la separa de un sistema coloidal (agua + coloides). Esta membrana es permeable al solvente, pero no a los coloides; por tanto, la dilución puede ocurrir únicamente con el movimiento del solvente hacia el sistema coloidal a través de la membrana. A la presión hidrostática necesaria para detener

el flujo osmótico, que alcanza así un estado de equilibrio, se le denomina presión osmótica.

2. Propiedad óptica

- **Efecto Tyndall-Faraday**

El efecto Tyndall-Faraday es un fenómeno por el cual las partículas coloidales provocan la dispersión de la luz cuando esta pasa a través de una suspensión coloidal. Esta dispersión es directamente proporcional al tamaño de las partículas

3. Propiedad de superficie

- **Adsorción**

Las partículas coloidales se caracterizan por tener una gran superficie específica, definida como la relación entre el área superficial y la masa. El efecto de la disminución del tamaño de las esferas sobre el área total superficial y el tiempo de sedimentación requerido. La gran superficie específica da a los coloides una gran capacidad de adsorción y, por tanto, no resulta práctico sedimentar las partículas coloidales sin tratamiento previo.

4. Propiedad electrocinética

- **Electroforesis**

La electroforesis es un fenómeno que consiste en el movimiento de partículas coloidales cargadas bajo la acción de un campo eléctrico aplicado. La magnitud de interés es la movilidad electroforética, u_e , relación entre la velocidad alcanzada por las partículas y el campo aplicado. La movilidad u_e está relacionada con las propiedades de la suspensión, entre ellas el potencial zeta y la conductividad

superficial de la doble capa. Su valor es el resultado del balance de fuerzas que actúan sobre la partícula y su doble capa.

H.4. Estabilidad e inestabilidad de los coloides

Las suspensiones coloidales están sujetas a ser estabilizadas y desestabilizadas. Entre las fuerzas de estabilización o repulsión podemos mencionar las siguientes:

- La carga de las partículas.
- La hidratación, que es importante para los coloides hidrofílicos.

Los factores de atracción o desestabilización son los siguientes:

- La gravedad.
- El movimiento browniano. Permite que las partículas entren en contacto.
- La fuerza de Van der Waals. Es un factor muy importante, pues constituye la principal fuerza atractiva entre las partículas coloidales.

H.5. Carga eléctrica de los coloides. Fuerza de estabilización

En el agua, la mayor parte de las partículas y moléculas poseen superficie cargada eléctricamente, usualmente negativa y dependiente de tres procesos.

- a) Grupos presentes en la superficie sólida pueden recibir o donar protones al reaccionar con el agua.
- b) Grupos superficiales pueden reaccionar en el agua con otros solutos además de protones. Así, considerando la sílice como un óxido representativo.
- c) Por otro lado, las cargas pueden ser el resultado de imperfecciones de la estructura molecular, como en el caso de las arcillas que se encuentran en suspensión en aguas turbias. Como ejemplo de este tipo de imperfecciones se puede

mencionar la estructura reticular en tetraedro del SiO₄. El átomo de Si (+4) puede ser reemplazado por uno de Al (+3) y la estructura reticular resultará con carga negativa.

H.6. Energía potencial de interacción de las partículas coloidales

Cuando dos coloides semejantes se aproximan uno a otro, ocurre interacción entre las capas difusas, lo que hace que haya repulsión debido a la fuerza electrostática entre ellos. La energía potencial de repulsión, que disminuye con la distancia a partir de la superficie del coloide. Existen fuerzas atractivas entre las partículas denominadas fuerzas de Van der Waals. Tales fuerzas son atribuidas a las fluctuaciones de carga en los átomos y resultan de interacciones entre dipolos permanentes o inducidos en los átomos interactuantes de los coloides del agua. Para dos átomos, la fuerza atractiva de Van der Waals es inversamente proporcional a la séptima potencia de la distancia entre ellos. Por ende, para dos partículas constituidas por gran número de átomos, las fuerzas actuantes sobre cada par de átomos son aditivas, lo que resulta en una energía de atracción inversamente proporcional al cuadrado de la distancia entre las superficies de ellas. La interacción entre las fuerzas de repulsión de origen eléctrico y de atracción de Van der Waals, y entre partículas coloidales que se mueven continuamente, debido al movimiento browniano, contribuye a la estabilidad del sistema. Cuando la fuerza iónica es pequeña, la energía resultante es de repulsión, y adquiere un valor máximo conocido como barrera de energía, a una distancia, a partir de la superficie de la partícula coloidal, próxima a aquella en que se tiene el plano de cizallamiento. Por eso, el potencial zeta puede presentar indicaciones de gran estabilidad en un sistema coloidal. Con el aumento de la fuerza iónica, la energía resultante puede ser

reducida al punto de eliminar la barrera de energía, de modo que las partículas pueden ser aproximadas sin que exista repulsión entre ellas. Ver figura 1.2.

H.7. Efecto del aumento de la concentración iónica

Las figuras 1.3.; a, b muestran el efecto que produce el aumento de concentración iónica en la distribución de la carga. Como se puede observar comparando las figuras 1.3, un aumento en la concentración total de electrolitos reduce la distancia efectiva a través de la cual se manifiesta la carga. El efecto es aún más pronunciado cuando se utilizan cationes polivalentes. Ver figura 1.3.

H.8. Mecanismo de electrocoagulación

Como se ha visto anteriormente, las partículas coloidales y algunos microorganismos presentan una carga negativa en el agua, lo cual impide la aproximación de las mismas. En el tratamiento del agua será necesario alterar esta fuerza iónica mediante la adición de aluminio o de hierro que provoquen el fenómeno de la coagulación.

Los tratamientos que se les apliquen a los efluentes deben asegurar la eliminación o minimización de los parámetros exigidos por la vigente legislación, la cual se detallará más adelante. Asimismo, si se trata el agua con fines de reutilización o recirculación es necesario que esta garantice las condiciones mínimas de operación y funcionamiento de los procesos.

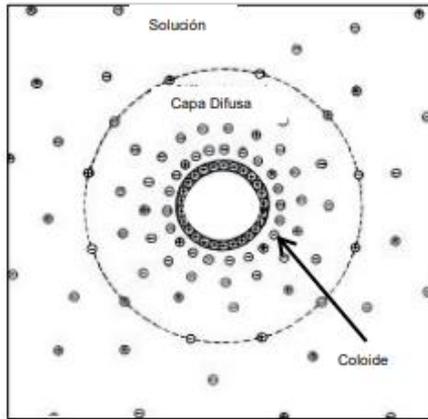


Figura 1.1. Esquema de un coloide con carga positiva

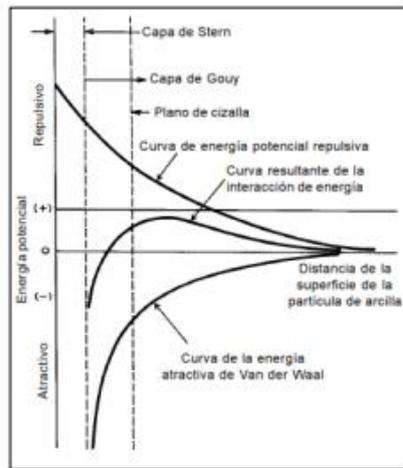


Figura 1.2. Energía potencial de interacción entre dos coloides

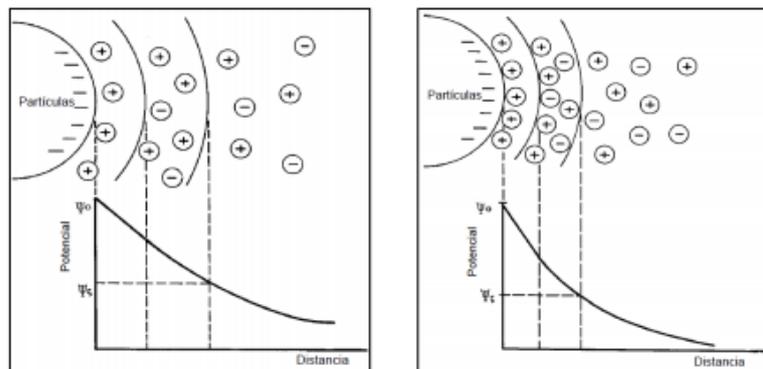


Figura 1.3. Efecto del aumento de concentración iónica. (a) Baja concentración de iones monovalentes. (b) Alta concentración de iones monovalentes.

1.1.3 La Coagulación Química

En una suspensión coloidal, no se puede conseguir, de forma efectiva, la separación de las partículas directamente por técnicas de separación sólido-líquido (decantación, flotación), como consecuencia del pequeño tamaño de las mismas, que se traduce en una muy pequeña velocidad de sedimentación. Tampoco se produce la agregación de las partículas, debido a la existencia de cargas eléctricas en la superficie de las partículas coloidales. Estas cargas son normalmente negativas, y están asociadas a la existencia de grupos carboxilo o hidroxilo en la superficie de las partículas orgánicas, y al intercambio de aluminio y silicio por cationes monovalentes (tales como el K^+ , el Na^+ o los H^+) en el caso de los minerales.

Esta carga superficial origina la atracción de iones de signo contrario presentes en el seno de la disolución, que se concentran alrededor de las partículas, dando lugar a la formación de una capa difusa de iones, que provoca que las fuerzas de repulsión entre las partículas predominen sobre las fuerzas de atracción másica que existen entre las mismas. Por este motivo, una suspensión coloidal es un sistema estable, es decir, sin tendencia a cambios que posibiliten la agregación de las partículas.

La coagulación puede ser definida, en principio, como la desestabilización de las partículas para conseguir que las fuerzas de atracción tipo Van der Waals que existen entre dos partículas predominen sobre las de repulsión electrostática, de manera que las partículas se unan y den lugar a la formación de sólidos de mayor tamaño. Como consecuencia del mayor tamaño, la velocidad de sedimentación de las partículas se incrementa, posibilitando el uso de la decantación como tecnología de tratamiento. La coagulación es un proceso químico complejo que implica la

combinación de numerosos procesos sencillos. Comienza con la adición a una dispersión coloidal de un reactivo químico (normalmente una sal de catión polivalente) que activa simultáneamente varios mecanismos de desestabilización coloidal, siendo los más importantes la compresión de la doble capa eléctrica (como consecuencia del aumento en la fuerza iónica del medio que provoca este nuevo reactivo) y la neutralización de la carga superficial de las partículas coloidales (que está asociada a la adsorción de iones sobre la superficie de las partículas coloidales).

Además de estos procesos, la adición de sales de aluminio o hierro puede dar lugar también a la formación de precipitados a partir de sus hidróxidos, que atrapan en su interior a las partículas coloidales. La inmersión de los coloides dentro de un precipitado es un mecanismo muy efectivo de eliminación de la materia coloidal conocido como coagulación o floculación de barrido.

Asimismo, la adsorción de grupos activos de un mismo agente coagulante sobre diferentes partículas coloidales permite la formación de enlaces tipo puente entre partículas. Este mecanismo puede ser conseguido por polímeros formados de forma natural tras la hidrólisis de sales de aluminio o hierro, pero su eficacia aumenta notablemente si se añaden polímeros orgánicos especiales (iónicos o no) con una cadena de gran tamaño (Duan y Gregory, 2003).

1.1.4 La electrocoagulación

El proceso electroquímico de desestabilización de una disolución coloidal o de una emulsión es muy similar a un tratamiento químico típico de coagulación (o de ruptura de emulsión). Ambos procesos tienen por objetivo la desestabilización de los coloides, o de las microgotas de aceite contenidas en un agua, y se diferencian

en el modo de adición del reactivo: en coagulación convencional el reactivo se añade como sal y en electrocoagulación se genera a partir de un metal.

Por tanto, se puede definir a la electrocoagulación (o coagulación asistida electroquímicamente) como un proceso electroquímico en el que, a partir de compuestos procedentes de la disolución de un ánodo, se agrupa la materia coloidal existente en un agua residual (o se rompe una emulsión), posibilitando su separación del agua mediante técnicas convencionales de separación sólido-líquido (decantación, flotación).

Normalmente, el material anódico empleado consiste en planchas de aluminio o de hierro. Al aplicar una diferencia de potencial a la celda, se consigue la generación de iones en disolución. Como consecuencia, y al igual que en procesos convencionales de coagulación, se obtienen:

- Hidróxidos insolubles sobre los que quedan retenidos los contaminantes y/o
- Hidroxocomplejos catiónicos o aniónicos, que desestabilizan las fuerzas de repulsión electroestáticas existentes en la materia coloidal (o en las microgotas de una emulsión), bien por neutralización de cargas o bien por formación de enlaces intrapartícula (Arango, 2005).

1.1.4.1 Mecanismos del proceso de coagulación

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). Ver Figura 1.4.

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).

1.1.4.2 Reacciones presentes en el proceso de electrocoagulación

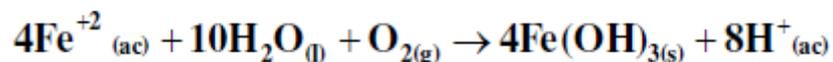
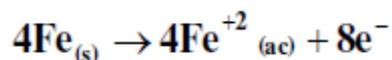
Los materiales más comúnmente utilizados como electrodos en la electrocoagulación son hierro y aluminio. Por esta razón se tratarán de manera especial las reacciones que se desarrollan manteniendo electrodos de estos dos metales en la celda. La bibliografía referenciada trata ampliamente estas reacciones, no sólo para hierro y aluminio, si no también aquellas reacciones que ocurren cuando los electrodos son de otros metales o materiales.

El proceso de electrocoagulación es afectado por diferentes factores. Entre los más importantes se encuentran la naturaleza y concentración de los contaminantes, el pH del agua residual y la conductividad. Estos factores determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante.

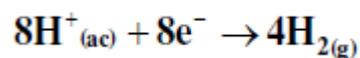
- Para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican la formación in situ de dos posibles coagulantes. Estos pueden ser hidróxido ferroso Fe(OH)_2 o hidróxido férrico Fe(OH)_3 . (Arboleda y Herrera, 2015).

Mecanismo 1: Formación del hidróxido férrico

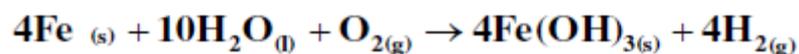
En el ánodo se presentan las siguientes reacciones de oxidación.



En el cátodo ocurre la reacción:

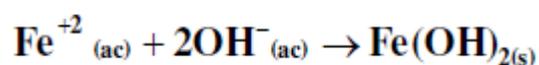
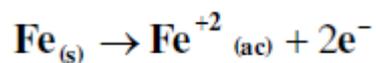


Reacción global:

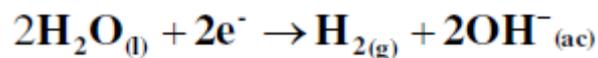


Mecanismo 2: Formación del hidróxido ferroso

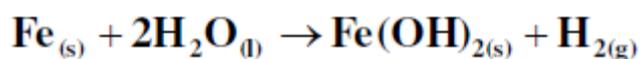
En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo:



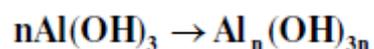
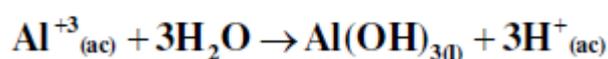
Reacción global:



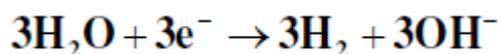
Luego de la formación de los hidróxidos de hierro los coloides se aglomeran, especialmente aquellos con carga negativa, y posteriormente otras partículas de contaminantes interactúan con estos aglomerados, siendo removidos por formación de complejos o atracciones electrostáticas. (Arboleda y Herrera, 2015).

- Cuando el aluminio actúa como ánodo las reacciones son las siguientes:

En el ánodo:



En el cátodo:



Los iones Al^{+3} en combinación con los OH^{-} reaccionan para formar algunas especies monoméricas como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, y otras poliméricas, tales como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{247}^{5+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ que por procesos de precipitación forman el $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, como se muestra en la reacción de ánodo. El $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes.

1.1.4.3 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.

a. 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. (Holt, 2005).

Se ha determinado en algunos casos que la mayor eficiencia en la remoción de un contaminante se da dentro de un rango específico de pH, e incluso este rango puede ser amplio. En términos generales las mejores remociones se han obtenido para valores de pH cercanos a 7. Ejemplos de esta situación se pueden ver en la remoción de arsénico en aguas de consumo, donde el mayor porcentaje de remoción de arsénico se da en pH entre 6 y 8, y las mejores remociones de turbiedad y DQO en las aguas de la industria textil se dan en un pH de 7. (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).

b. 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. (Holt, 2005).

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. (Holt, 2005).

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. (Holt, 2005).

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.

c. 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. (Ukiwel, et al., 2014).

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%. (Ukiwel, et al., 2014). Sin embargo, (Moudehen et al., 2015) reportaron que la concentración óptima de iones de Cl⁻ fue 61 mg/L. se debe tener cuidado que la concentración de sales no debe ser demasiado elevado porque estos tienden a precipitar en el cátodo disminuyendo el pase de corriente y la efectividad del proceso.

d. 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 atribuida al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo. (Ukiwel, et al., 2014).

e. 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 de 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. (Ukiwel, et al., 2014).

1.1.4.4 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. (Vepsäläinen, 2012).

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.

Seguidamente describiremos a más detalle cada tipo de reactor:

i. 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.

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. 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 monoplares 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 1.2, se muestran dos reactores para electrocoagulación con electrodos en paralelo.

i.1 Monopolar

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

i.2 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. En la siguiente figura se aprecia la distribución de los electrodos. Ver figura 1.5.

i.3 En Serie

La disposición electrodos monoplares 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 externo. Esta disposición de electrodos monoplares 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 alto se requiere para una corriente dada porque las células conectadas en serie tienen una mayor resistencia. Ver figura 1.6.

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, lo que debe ser tenido en cuenta a la hora de prever el efecto sobre la producción y el tiempo de vida de electrodos. Ver figura 1.7.

ii. 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 1.8. 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.

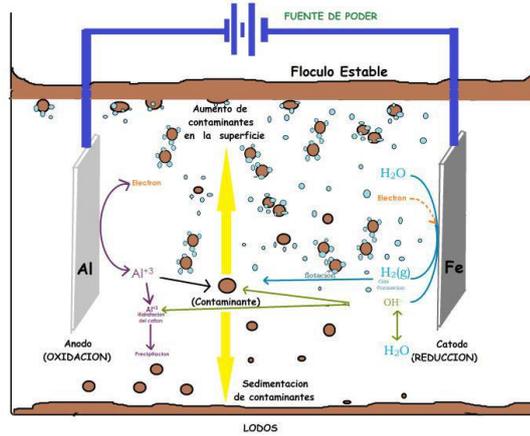


Figura 1.4 Esquema de una celda de electrocoagulación. Tomado de Mollah y Morkovsky, 2004.

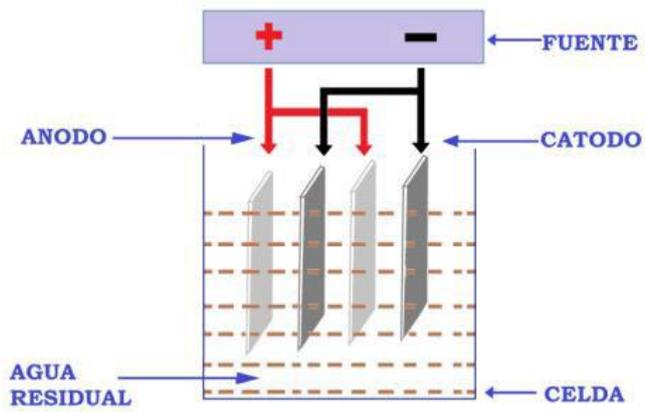


Figura 1.5. Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo. Tomado de Mollah, 2001.

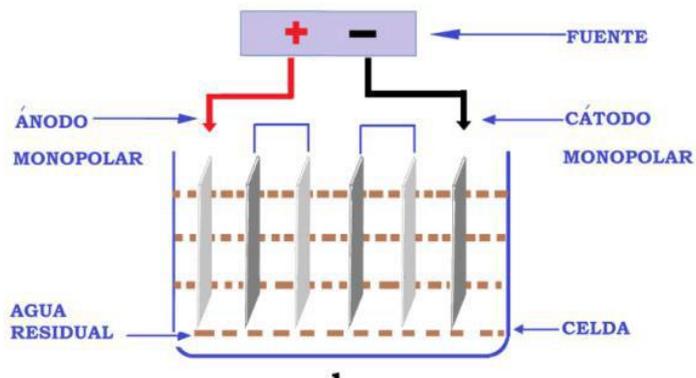


Figura 1.6. Reactor con electrodos monopolares conectados en serie. Tomado de Mollah, 2001.

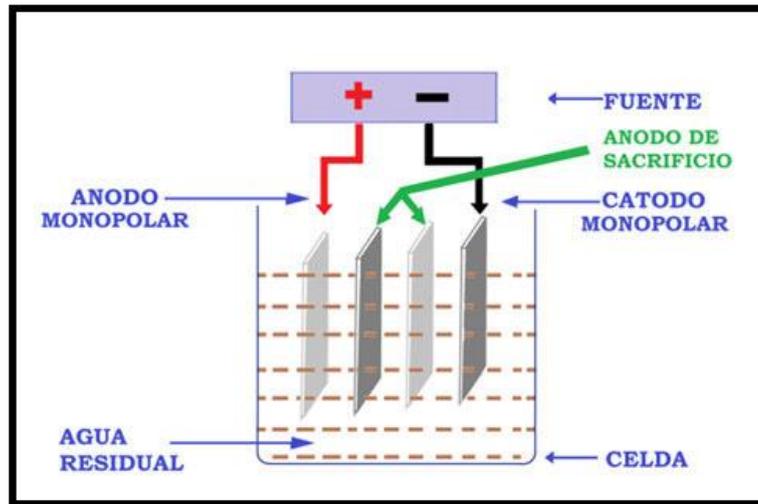


Figura 1.7. Reactor con electrodos bipolares conectados en paralelo. Tomado de Mollah, 2001.

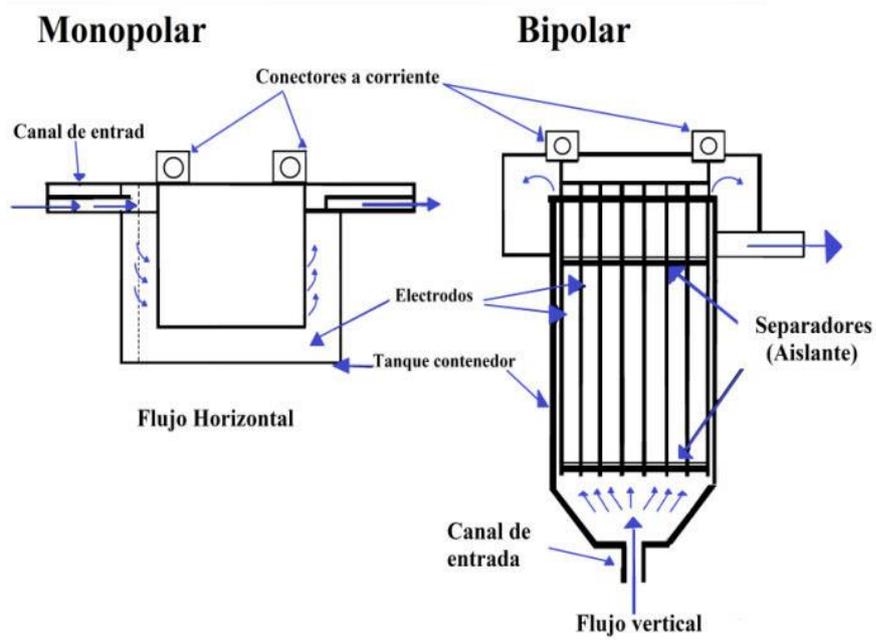


Figura 1.8. Reactores por el tipo de flujo. Tomado de Chen, 2004.

iii. 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 1.9. 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.

iv. 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 1.10. Esta disposición permite aumentar la transferencia de masa en los electrodos y remover partículas de metal del cátodo.

v. Reactor de lecho fluidizado

Finalmente, también es usado para la remoción de metales, un reactor de lecho fluidizado. 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. Ver figura 1.11.

1.1.4.5 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Son muchas las ventajas y desventajas de la electrocoagulación entre las más importantes tenemos, como se muestra en el siguiente cuadro. Ver figura 1.12.

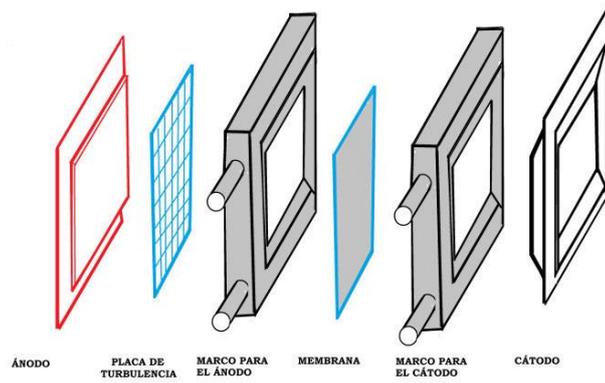


Figura 1.9. Reactores filtro prensa. Tomado de Chen, 2004.

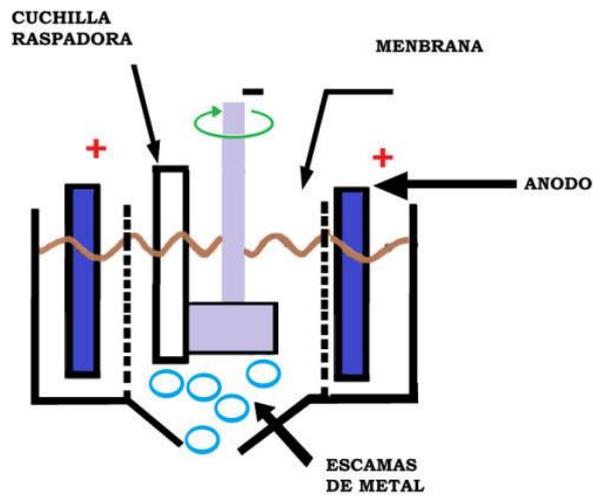


Figura 1.10. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo. Tomado de Chen, 2004.

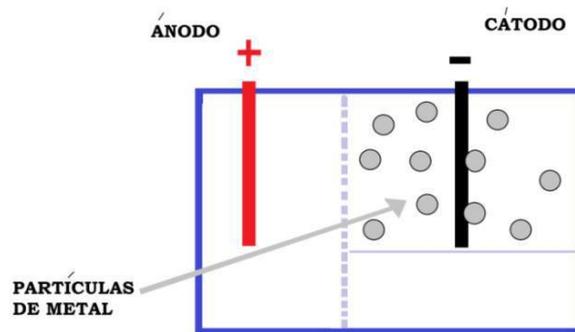


Figura 1.11. Reactor de lecho fluidizado. Tomado de Chen, 2004.

Ventajas	Desventajas
Los costos de operación son menores comparativamente con los de procesos convencionales usando polímeros.	
Requiere de equipos simples y de fácil operación.	Es necesario reponer los electrodos de sacrificio.
Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.	Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
Genera lodos más compactos y en menor cantidad, lo que representa un problema de disposición final de lodos.	Puede ser un tratamiento costoso en regiones en las cuales el costo de la energía eléctrica sea alto.
Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada.	No es efectivo en la remoción de DBO_5 soluble, proveniente de solventes y anticongelante.
Alta efectividad de remoción en un amplio rango de contaminantes.	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.
Purifica el agua y permite su reciclaje.	
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.	
El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.	

Figura 1.12. ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación.

1.1.4.6 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.

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.

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.

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 DBO₅ 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.

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.

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.

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 DBO₅ en aguas residuales domésticas y efluentes de la industria de los colorantes.

1.1.4.7 Lodo del proceso de coagulación

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:

- **Lodo residual doméstico:** este lodo tiene mayor contenido de materia orgánica y por provenir de un tratamiento biológico contiene mayor cantidad de agua.
- **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 las siguientes tablas 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. Ver tabla 1.1.

1.1.4.8 Los Costos de la Electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación permite la remoción de una alta cantidad de contaminante en una sola operación, situación que convierte a esta tecnología en una opción económica y ambiental para el tratamiento de las aguas residuales de muchas industrias. El capital y los costos de operación son mucho menores comparativamente con un tratamiento por coagulación química, incluso se puede llegar a recuperar los costos de capital en menos de un año (Kumar, 2004). Estos costos dependen del caudal a tratar, de la naturaleza del agua residual, de los contaminantes a ser removidos y de la región o localidad en la que se desea realizar el tratamiento.

Se ha estimado que los costos de operación para tratar por electrocoagulación 1'500.000 GPA (5 GPM) de agua residual con contenidos de TSS, grasas y aceites,

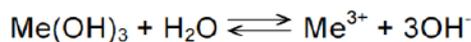
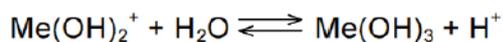
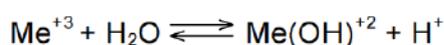
y algunos metales como níquel y zinc, es de US\$ 1.500, mientras que los costos para tratar la misma agua residual por medio de coagulación química es del orden de US\$ 45.000, para un ahorro anual del orden de US\$ 43.500 cuando se aplica electrocoagulación en lugar de coagulación química. Estos costos no incluyen transporte y disposición de lodos ni mano de obra (Powell Water Systems, 2006).

Cuando se compara la coagulación con alumbre y la electrocoagulación, este último tratamiento produce 83% menos volumen de lodos que el primero, lo cual representa diferencias significativas en los costos del transporte y disposición final de los lodos. Los costos de operación dependen en buena medida del material de los electrodos. Por ejemplo, cuando se trata el agua residual de la industria textil por electrocoagulación con electrodo de hierro como electrodo de sacrificio, los costos de operación son del orden de US\$ 0.1 por kg de DQO removido y cuando el electrodo de sacrificio es de aluminio, su costo de operación es del orden de US\$ 0.3 por kg de DQO removido (Bayramoglu, 2004). Los costos del electrodo de sacrificio son alrededor del 50% de los costos totales para el hierro, y del 80% para el aluminio.

1.1.4.9 Química del Aluminio en disolución acuosa

En disolución acuosa todos los metales se encuentran hidratados hasta cierto punto y, por tanto, es razonable pensar en la existencia de una capa de hidratación primaria alrededor del ión metálico, donde las moléculas de agua están en contacto con el ión metálico central, y una segunda capa de hidratación alrededor de la primera. Debido a la carga del ión metálico, las moléculas de agua de la primera capa de hidratación pueden estar polarizadas, y esto puede originar la pérdida de uno o más protones de algunas de las moléculas de agua presentes en la capa de

hidratación primaria (en función del pH de la disolución), lo que se traduce en que las moléculas de agua en la capa de hidratación son progresivamente reemplazadas por iones hidroxilo, dando lugar a una carga positiva más baja de la especie hidratada. De forma genérica, esto se observa en la secuencia de reacciones de un ión metálico trivalente que se muestra a continuación, en las que se han omitido, intencionadamente, las moléculas de hidratación.



En el caso del ión aluminio, es conocido que la capa de hidratación primaria consiste en seis moléculas de agua en coordinación octaédrica, y que la química acuosa del ión aluminio es muy compleja, y sobrepasa con creces el nivel de complejidad de las especies monoméricas, ya que éstas se pueden combinar para dar especies de mayor peso molecular. Así, es conocido que, como productos de la hidrólisis del Al^{3+} , pueden formarse especies de peso molecular intermedio (oligómeros), tales como los dímeros y trímeros, y también especies de elevado peso molecular (polímeros) entre las que la más conocida es el tridecámero. Sin embargo, para bajas concentraciones de metal puede ignorarse la formación de estas especies, y considerar solamente la formación de especies monoméricas. En el esquema de reacciones mostrado se enumeran consecutivamente las especies que se forman con el aumento del pH. En el caso del aluminio, el hidróxido que se forma tiene una solubilidad muy baja y, por tanto, se forma un precipitado amorfo para

pH cercano a la neutralidad, siendo de una gran importancia en la utilización de este metal en los procesos de coagulación.

Como se ha comentado anteriormente, ver la figura 1.13 es un diagrama aproximado que considera únicamente especies monoméricas, y que puede asumirse acertado cuando se trata de sistemas diluidos, sin embargo para concentraciones de aluminio elevadas es necesario tener en cuenta la formación de diferentes especies poliméricas de aluminio. Los productos poliméricos de hidrólisis de aluminio se forman en concentraciones significativas bajo determinadas condiciones. Numerosas técnicas han sido empleadas para demostrar la existencia de estas especies poliméricas y el compuesto más referenciado es el tridecámero $[Al_{13}O_4(OH)_{247+}]$, que puede ser generado fácilmente mediante neutralización controlada de disoluciones de sales de aluminio, y que ha sido caracterizado mediante métodos de rayos X.

Tabla 1.1.
Características de los lodos

Unidad	% humedad de lodo		densidad relativa	
	Intervalo	Típico	Sólidos	Lodo
Sedimentación primaria	88-96	95	1,4	1,02
Filtro percolador	91-95	93	1,5	1,025
Precipitación Química		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 digerido anaerobiamente	90-95	93	1,4	1,02
Laguna aireada	88-92	90	1,3	1,01
Lodo primario digerido aerobiamente	93-97	96	1,4	1,012

Rescatado de Romero Jairo, 2005.

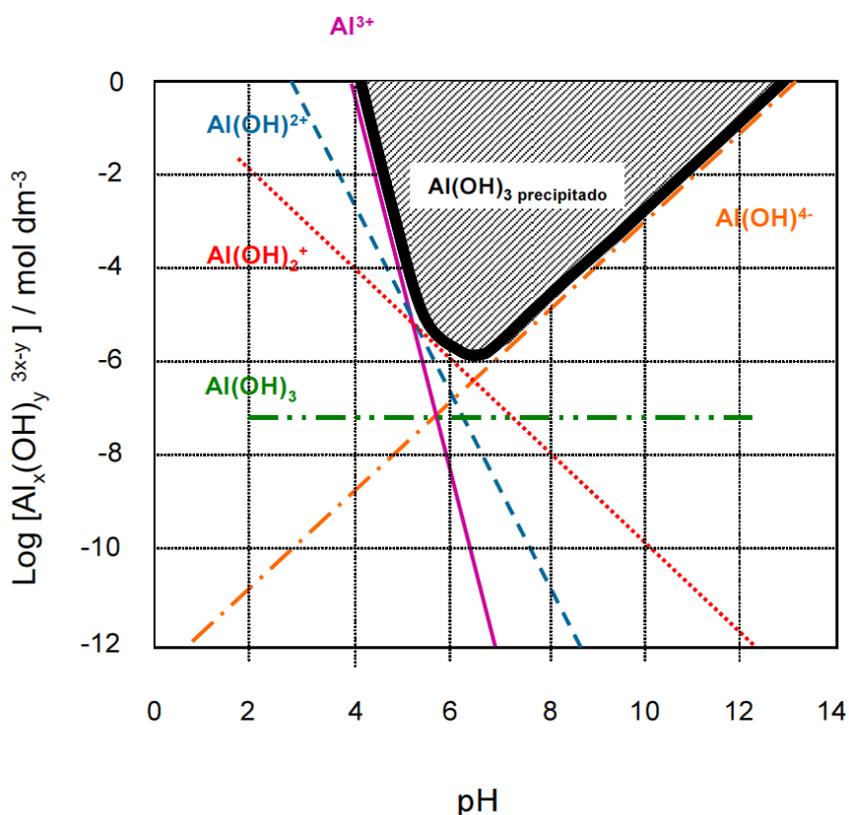


Figura 1.13. Diagrama de concentración de especies monoméricas de aluminio en equilibrio con el hidróxido amorfo, en condiciones de fuerza iónica cero y 25 °C.

CAPITULO II

II. MATERIALES Y METODOS

2.1 POBLACIÓN Y MUESTRA

UNIVERSO:

Las aguas residuales domesticas que ingresan a Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) San Jerónimo en el Cusco – SEDA CUSCO S.A.

POBLACIÓN:

Las aguas residuales domesticas que ingresaron al PTAR San Jerónimo en el Cusco durante primera quincena de febrero del 2018.

UNIDAD DE MUESTREO O ANÁLISIS:

Se llevó a cabo 18 procedimientos experimentales, en cada procedimiento se utilizó un volumen de 700 ml de muestra a tratar, lo cual me da un volumen total de 12.6 litros de aguas residuales de la PTAR San Jerónimo en el Cusco que se recogieron durante 7 días a un ritmo de 3 litros diarios, con los cuales se hizo una mezcla y se tomó sólo los 12.6 litros necesarios para los diferentes ensayos. Las muestras diarias recogidas se guardaron bajo refrigeración a 4°C.

2.2 EQUIPOS Y MATERIALES DE LABORATORIO

Balanza: con capacidad de 0 a 1 g. Precisión 0.001 g

Reactor de electrocoagulación batch: provisto de electrodos de 860 ml de capacidad total y 700 ml de volumen de trabajo.

Conductimetro: marca BOECO, rango 0,0 a 475 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (resolución 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y de 475 a 4750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (resolución 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

pH metro: rango 0.00 a 14.00, resolución 0.01

Fuente poder: de 20 voltios

Probetas: de 500 y 1000 ml

Vaso de precipitación: de 1000 ml, y bagueta de mezclado

Equipos para análisis de DBO₅: incluye botellas especiales para tomar muestra y los reactivos específicos.

Equipo para análisis de DQO: incluye botellas especiales para tomar muestra y los reactivos específicos.

Equipo para análisis de solidos suspendidos totales: incluye botellas especiales para tomar muestra y secador de bandeja.

2.3 PROCEDIMIENTO

2.3.1 Construcción del reactor de electrocoagulación tipo batch

Se construyó un reactor de electrocoagulación de 860 ml de capacidad total y 700 ml de volumen de trabajo. El material empleado fue polipropileno. El reactor tuvo una sección cuadrada de 8.5 cm y una altura de 15 cm. En el interior se distribuyó en forma equidistante cuatro electrodos en posición vertical, de los cuales dos fueron de hierro y dos de aluminio. Estos electrodos fueron de placa de 1 mm de grosor y 5 cm de ancho por 12 cm de largo. Para tomar muestra después del proceso se adaptó una salida de ¼ pulg a una altura de 3 cm de la base. Los electrodos se distribuyeron en forma alternada, un positivo (cátodo de hierro) y un negativo (ánodo de aluminio) separados por una distancia de 1 cm y soportados adecuadamente para evitar el contacto entre ellos. Los electrodos fueron conectados a una fuente poder de corriente continua de 20 voltios, construida para este propósito.

2.3.2 Procedimiento experimental

El proceso se inició con la toma de muestra del agua residual que ingresa al PTAR San Jerónimo del Cusco. En forma diaria y durante siete días se tomó 3 litros de muestra de agua residual, la cual se guardó en botellas estériles bajo refrigeración a 4°C. Transcurrido los seis días se mezcló las muestras tomadas en un balde limpio y se distribuyó en 18 botellas de un litro. Con un litro de la mezcla se procedió a realizar análisis de SST, DBO₅ y DQO. Estos valores fueron los referenciales para comparar con el agua obtenida después de la electrocoagulación.

Para la etapa de aplicación de electrocoagulación, primero se acondicionó el agua residual con diferentes concentraciones de cloruro de sodio: 0, 20, 40, 60, 80 y 100 mg/L. Para cada concentración se realizó una medición de conductividad. La solución acondicionada se agregó al reactor de electrocoagulación en una cantidad de 700 ml y se sometió a la aplicación de corriente continua de 20 voltios por un periodo de 15 minutos para cada muestra. Los ensayos para cada concentración de cloruro de sodio se repitieron tres veces.

Transcurrido los 15 minutos de electrocoagulación se esperó un reposo de cinco minutos para la eliminación de burbujas y se tomó la muestra con el dispositivo diseñado en una cantidad de 500 mL. Cada muestra tomada para las diferentes concentraciones de cloruro de sodio se analizó en los parámetros SST (50 mL), DBO₅ (160 ml) y DQO (20 ml).

Todos los ensayos se realizaron a temperatura ambiental, que en promedio fue 18°C.

El procedimiento experimental que se desarrolló se resume en el siguiente diagrama:

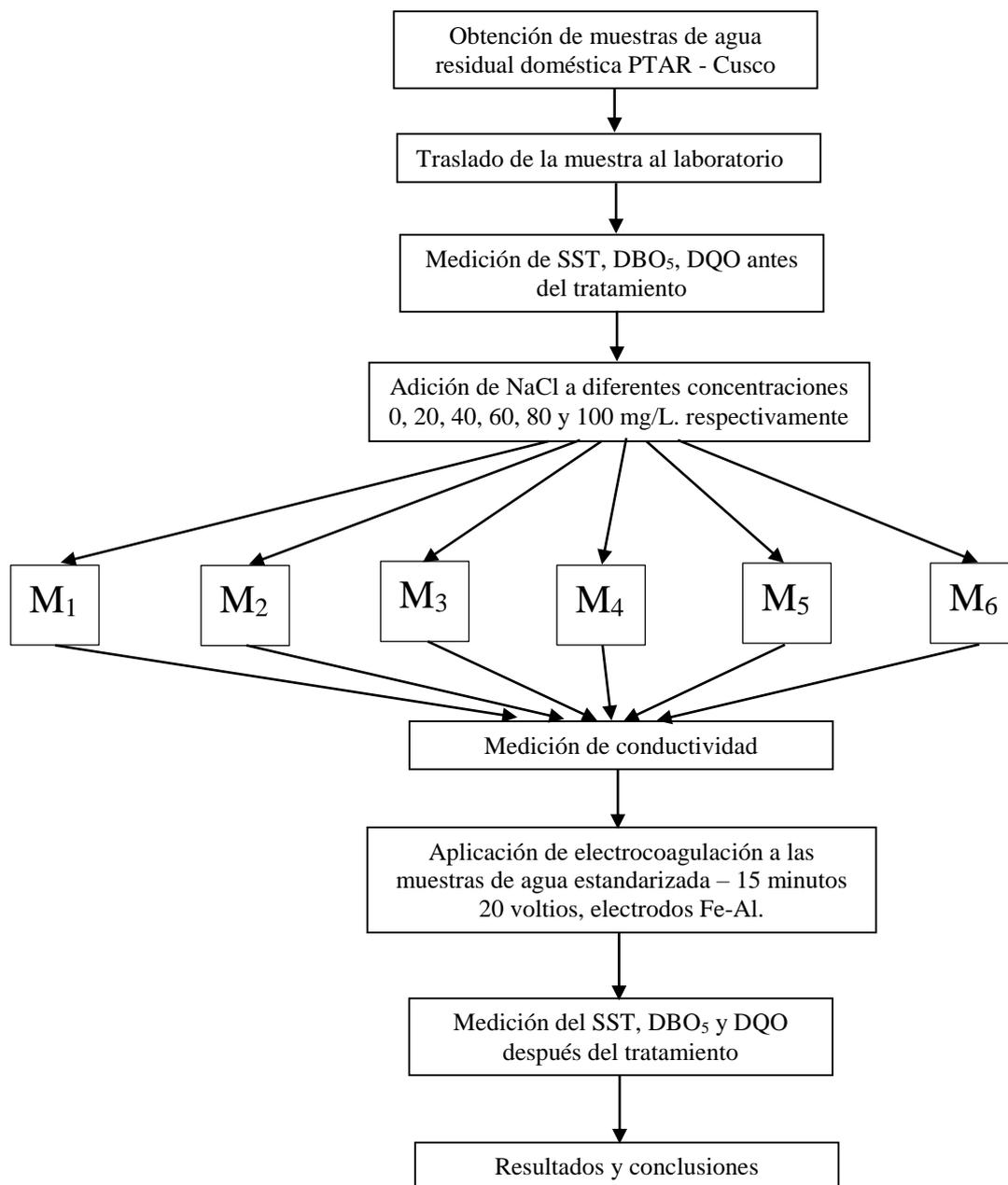


Figura 2.1. Procedimiento experimental. Elaboración propia.

CAPITULO III

III. RESULTADOS

En esta sección se detalla los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación, referido a la determinar el efecto de la dosificación de cloruro de sodio en el proceso de tratamiento de aguas residuales domesticas por electrocoagulación.

3.1 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL PTAR SAN JERÓNIMO DEL CUSCO

Los valores presentados corresponden a las aguas residuales que ingresan al PTAR San Jerónimo del Cusco, previamente habiendo pasado por rejas y el desarenador correspondiente, durante diferentes fechas. Ver tabla 3.1.

El promedio de tres meses del agua residual que llega al PTAR San Jerónimo del Cusco, respecto a los parámetros estudiados son 410 ppm, 779.667 ppm y 357.217 ppm para SST, DQO y DBO₅ respectivamente.

3.2 VALORES DE SST, DBO₅ Y DQO DESPUES DEL TRATAMIENTO

Los resultados obtenidos, y que se muestran en las Tablas 3.2, 3.3 y 3.4, se basa en el agua muestreada durante el mes de febrero del 2018. El análisis de esta agua recogida durante seis días se muestra en la Tabla 3.1.

3.3 EFICIENCIA DE LA ELECTROCOAGULACION RESPECTO A SST, DBO₅ Y DQO

La eficiencia de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo se obtuvo para los diferentes parámetros controlados. La fórmula empleada fue:

$$\frac{Vi - Vf}{Vi} * 100$$

Donde:

Vi: valor inicial del parámetro

Vf: valor final del parámetro después del tratamiento

El valor inicial del parámetro fue en referencia al agua muestreada en el mes de febrero y cuyos valores se presenta en la Tabla 3.1

Los valores obtenidos de eficiencia de reducción de SST, DBO₅ y DQO se presentan en las Tablas 3.5, 3.7 y 3.9. Para establecer si existe diferencia significativa entre los grupos ensayados (diferentes concentraciones de NaCl) se realizó un análisis de varianza de un factor. Los resultados se muestran en las Tablas 3.6, 3.8 y 3.10.

Tabla 3.1.

Caracterización del agua residual domestica que ingresa al PTAR San Jerónimo del Cusco.

Parámetro	Enero 2018	Febrero 2018	Marzo 2018	Promedio
T, °C	17.6	18.5	17.2	17.767
Ph	8.33	8.17	7.58	8.027
Conductividad	2310	1870	1690	1956.667
NTU	353	449	322	374.667
SS ml/L/Hr	3.2	5	3	3.733
SST, mg/L	325	515	390	410
OD (mg/L)	0.0	0.0	0.0	0
DQO (mg/L)	747	859	733	779.667
DBO₅ (mg/L)	318.5	425.2	327.95	357.217
Aceites y grasas (mg/L)	130.4	111.5	147.9	129.933

Elaborado por el autor.

Tabla 3.2.

Promedio de SST obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad, µS/cm	SST, mg/L
0	1858	150.7
20	1877	113.7
40	1891	106.3
60	1904	103.3
80	1919	100.7
100	1945	98.7

Elaborado por el autor

Tabla 3.3.

Promedio de DBO₅ obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad, µS/cm	DBO₅, ppm
0	1858	127.1
20	1877	113.2
40	1891	108.7
60	1904	99.3
80	1919	93.9
100	1945	90.5

Elaborado por el autor

Tabla 3.4.

Promedio de DQO obtenido después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$	DQO, ppm
0	1858	233.7
20	1877	213.3
40	1891	202.3
60	1904	201.7
80	1919	200.3
100	1945	196.7

Elaborado por el autor

Tabla 3.5.

Eficiencia de disminución de SST después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Eficiencia de disminución de SST, %
0	70.738
20	77.922
40	79.359
60	79.942
80	80.447
100	80.835

Elaborado por el autor

Tabla 3.6.

Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de SST.

ANOVA de un factor					
Eficiencia de disminución de SST, %					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	5733,111	5	1146,622	7,265	,002
Intra-grupos	1894,000	12	157,833		
Total	7627,111	17			

Elaborado por el autor

Tabla 3.7.

Eficiencia de disminución de DBO₅ después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Eficiencia de disminución de DBO₅, %
0	70.108
20	73.377
40	74.436
60	76.646
80	77.916
100	78.716

Elaborado por el autor

Tabla 3.8.

Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de DBO₅.

ANOVA de un factor					
Eficiencia de disminución de DBO₅, %					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2794,303	5	558,861	4,467	,016
Intra-grupos	1501,453	12	125,121		
Total	4295,756	17			

Elaborado por el autor

Tabla 3.9.

Eficiencia de disminución de DQO después de la electrocoagulación del agua residual del PTAR San Jerónimo, Cusco, a diferentes concentraciones de cloruro de sodio.

Cloruro de sodio, ppm	Eficiencia de disminución de DQO, %
0	72.794
20	75.169
40	76.449
60	76.519
80	76.682
100	77.101

Elaborado por el autor

Tabla 3.10.

Análisis de varianza de la variable concentración de NaCl en los grupos establecidos por los valores de la variable eficiencia de disminución de DQO.

ANOVA de un factor					
Eficiencia de disminución de DQO, %					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2840,000	5	568,000	3,535	,034
Intra-grupos	1928,000	12	160,667		
Total	4768,000	17			

Elaborado por el autor

CAPITULO IV

IV. DISCUSION

De acuerdo al análisis del agua cruda que ingresa al PTAR San Jerónimo del Cusco, y mostrada en la Tabla 3.1 (Febrero 2018), por el nivel de DBO es una agua medianamente contaminada ($DBO_5 < 500$ mg/L), estando a un 15% de pasar a ser una agua muy contaminada (DBO_5 de 500 a 3000 mg/L). Respecto a la relación DBO_5/DQO de 0.49, esto corresponde a vertidos de naturaleza urbana que puede ser tratada por procesos biológicos.

Cuando se aplicó la electrocoagulación durante 15 minutos con el voltaje fijo de 20 V, y se adicionó diferentes concentraciones de NaCl se notó un incremento en la disminución de SST (Tabla 3.2), llegando a valores menores que el límite máximo permisible para los efluentes de un PTAR que según DS N° 003-2010-MINAM debe ser 150 mg/L.

Según los resultados mostrados en la Tabla 3.5 la eficiencia de disminución del SST llegó a niveles de 80.835 % cuando se adiciono 100 mg de NaCl por litro de solución. El análisis de varianza indica que el aumento de la concentración de NaCl tiene efecto significativo sobre la eficiencia de disminución de SST, pero el valor del estadístico F indica que existe una variación no muy elevada. Sin embargo, Palomino (2011), quien aplico electrocoagulación a las aguas que ingresaron al PTAR “La Totora” en Ayacucho, logró una disminución de turbidez de 94.65%, con tiempo de electrocoagulación de 25 minutos, con voltaje entre 21 y 23 V, y pH regulado entre 7.33 y 7.34, En este caso se podría argumentar que el tiempo utilizado por Palomino fue mayor. El nivel de DBO_5 y DQO después de la electrocoagulación llego a 90.5 y 196.7 mg/L respectivamente (Tablas 3.3 y 3.4), dando como resultado una relación DBO_5/DQO de 0.46, apto para tratamiento biológico. Estos valores están por debajo, pero muy cercanos a límite máximo

permisible para los efluentes de un PTAR, que según DS N° 003-2010- MINAM deben ser 100 y 200 mg/L respectivamente. Se considera que los niveles alcanzados de DBO₅ y DQO, en esta etapa de tratamiento primario, va a facilitar el trabajo y disminuir los costos en las siguientes etapas de tratamiento secundario. El nivel de disminución de DBO₅ y DQO fue 78.716 % y 77.101% respectivamente, logrados al máximo de dosificación de NaCl. Palomino (2011) logro disminuir en 64.8% el nivel de DBO₅ cuando aplico 22-23 V por 20 minutos al agua residual domestica que ingresa al PTAR “La Totora” en Ayacucho. Esto se podría deber a que la conductividad del agua residual en la investigación de Palomino fue de solo 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y en el presente trabajo de investigación fue de 1945 $\mu\text{S}/\text{cm}$, demostrando que la adición de NaCl fue efectivo. Por otro lado Impa et al., (2015) logró una disminución de DQO de solo 63.2% aplicando electrocoagulación a aguas residuales domesticas por un tiempo de 30 minutos y con voltaje de 20 V, pero los electrodos empleados fueron de cobre y aluminio, y el DQO inicial fue de 458 ppm, valor muy por debajo de la presente investigación que en promedio fue de 859 ppm. Al no tener reporte del nivel de conductividad empleado por Impa y colaboradores, esto demostraría que la combinación de electrodos de hierro y aluminio usados en esta investigación es más efectiva que la combinación cobre – aluminio.

Los valores obtenidos por Sarala (2012) fueron una disminución de 90% para DQO y 87.5% para SST cuando aplico electrocoagulación por 20 minutos y 0.36 amp a una agua residual domestica que inicialmente tenía 260.4 ppm de DQO y 160 ppm de SST. Los electrodos que empleo Sarala fueron ambos de hierro, pero como se puede observar los valores iniciales fueron muy menores que los de la presente investigación que reportaron se realizaron los ensayos valores de 515 ppm y 859 ppm para SST y DQO respectivamente. Por lo que se podría deducir que la

combinación aluminio – hierro sigue siendo mejor para aplicar en la electrocoagulación de aguas residuales domésticas.

En este trabajo no se realizó la evaluación de la actividad antimicrobiana del proceso de electrocoagulación, pero según el Centro de Actividad Regional Para la Producción Limpia (2002) de Buenos Aires, 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.

CAPITULO V

V. CONCLUSIONES

- El tratamiento de aguas residuales industriales con electrocoagulación es un proceso efectivo para la remoción de contaminantes, siendo una alternativa viable para su aplicación en el país.
- Se determinó el efecto de adicionar cloruro de sodio a la solución, la cual ayuda a aumentar la conductividad y así tener una mejor remoción de contaminantes en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando electrocoagulación, este efecto fue positivo al tratar este tipo de aguas residuales.
- Se elaboró un esquema en el que se detalla el procedimiento a seguir para la aplicación de electrocoagulación a las aguas residuales domésticas. Se aplicó diferentes concentraciones de NaCl, para determinar la concentración más recomendable para ello, se utilizó corriente continua de 20 V durante un periodo determinado de 15 minutos a un sistema de electrocoagulación formada por dos electrodos: ánodo de aluminio y cátodo de hierro.
- Se demostró que con un nivel de salinidad de 100 mg de NaCl/L, se obtuvo un porcentaje de remoción de SST, DBO₅ y DQO; fueron 80.835%, 78.716% y 77.101% respectivamente.
- Se demostró que los niveles alcanzados en el contenido de SST, DBO₅ y DQO en esta etapa de tratamiento produce un agua que está por debajo de los límites máximos permisibles para los efluentes de un PTAR (DS N° 003-2010-MINAM), y por lo tanto los costos para un mayor tratamiento serán menores.

CAPITULO VI

VI. RECOMENDACIONES

- Se recomienda evaluar la electrocoagulación de aguas residuales domesticas con otros voltajes y otros tiempos, con el fin de determinar la eficiencia en la remoción de contaminantes de este tipo de aguas.
- Se recomienda hacer una evaluación de la actividad antimicrobiana en el proceso de electrocoagulación
- Se recomienda evaluar la eficiencia de electrocoagulación de aguas residuales domesticas utilizando otro tipo de electrodos, como de cobre, platino, carbón; y comparar los resultados ya obtenidos en este proyecto, en el cual se utilizó electrodos de hierro y aluminio.
- Hacer una evaluación detalla de costos y comparar con los procesos tradicionales, de cuál sería la factibilidad para diseñar este tipo de proceso en el tratamiento de aguas residuales y aplicarlo a escala piloto.
- Se recomienda evaluar la eficiencia de electrocoagulación de aguas residuales domesticas utilizando otras variables como pH, temperatura, distancia entre electrodos, disposición de electrodos, tipo de reactor y otros.

CAPITULO VII

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

7.1 BIBLIOGRAFÍA

- ALDEN, David. (2004). Evaluación económica de un tren de tratamiento de agua residual para la Universidad de las Américas Puebla (tesis de grado en Ingeniería Civil). Puebla: Universidad de las Américas Puebla.
- Andía, C. (2000). Tratamiento de Agua: coagulación y floculación. SEDAPAL Evaluación de Platas y Desarrollo Tecnológico. Lima, Perú.
- Arango Ruíz, Álvaro. (2005). La electrocoagulación una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Revista Lasallista de investigación / vol 2, número 001. Corporación Universitaria Lasallista. Antioquia. Colombia. ISSN (Versión impresa): 1794- 4449. p. 49 – 56.
- Arboleda C. y Herrera, L. (2015). Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr6+) con electrodos de aluminio – aluminio y de hierro – aluminio en condiciones de laboratorio.
- Barboza, P. (2011). Reducción de la Carga de Contaminantes de las Aguas Residuales de la Planta de Tratamiento de Totorá –Ayacucho Empleando la Técnica de Electrocoagulación. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Ingeniería. Sección de Posgrado. Lima, Perú.
- Bayramoglu, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. In: *Separation and Purification Technology*. Vol.37, No. 2, p.117–125.
- Centro de Actividad Regional Para la Producción Limpia. (2002). Prevención de la contaminación en la industria láctea. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

- Holt, K. (2005). The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. En: *Chemosphere*. Vol. 59. p. 355-367.
- Impa, J., Nagarajappa, D., Gowda, K. Manjunath, N. (2015). Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation Using Copper and Aluminum Electrodes. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*. Vol.4, Issue 6, p. 3844 – 3850.
- Kumar, P. (2004). Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*. Vol. 55, No. 9, p.1245–1252.
- Kuokkanen, V. (2016). Utilization of electrocoagulation for water and wastewater treatment and nutrient recovery, Techno-economic studies. Juvenes Print, Tampere, Oulu, Finland.
- Méndez, V. y Marchán, P. (2008). Diagnóstico Situacional de los Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en las EPS del Perú y Propuestas de Solución. Lima, Perú.
- Mollah, M. & Morkovsky, P. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. 114(1-3), 199-210.
- Nina, M. (2015). Evaluación de biodigestor de polietileno rotoplast en el tratamiento de aguas residuales domésticas y propuesta de diseño de biofiltro en la comunidad de Oquebamba-Espinar. Tesis pregrado. Universidad Nacional del Altiplano - Puno, Facultad de Ingeniería Agrícola.
- Nwabanne, T. y Obi, C. (2017). Abattoir Wastewater Treatment by Electrocoagulation Using Iron Electrodes. *Der Chemica Sinica*, 8(2):254-260
- OEFA. (2014). Fiscalización Ambiental en Aguas Residuales: Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. Lima, Perú.

- POWELL WATER SYSTEMS. (2006). Powell Electrocoagulation: Sustainable Technology For the Future. Colorado: Powell Water Systems, p.2-27.
- Sarala, C. (2012). Domestic Wastewater Treatment by Electrocoagulation with Fe-Fe Electrodes. International Journal of Engineering Trends and Technology- Volume3. Issue4, pp 530 – 533.

APENDICE

APENDICE I

A. Materiales usados en la construcción del reactor para llevar a cabo el proceso de tratamiento de aguas residuales por electrocoagulación.

1. Placas de aluminio y hierro, utilizados como electrodos en el reactor de electrocoagulación.



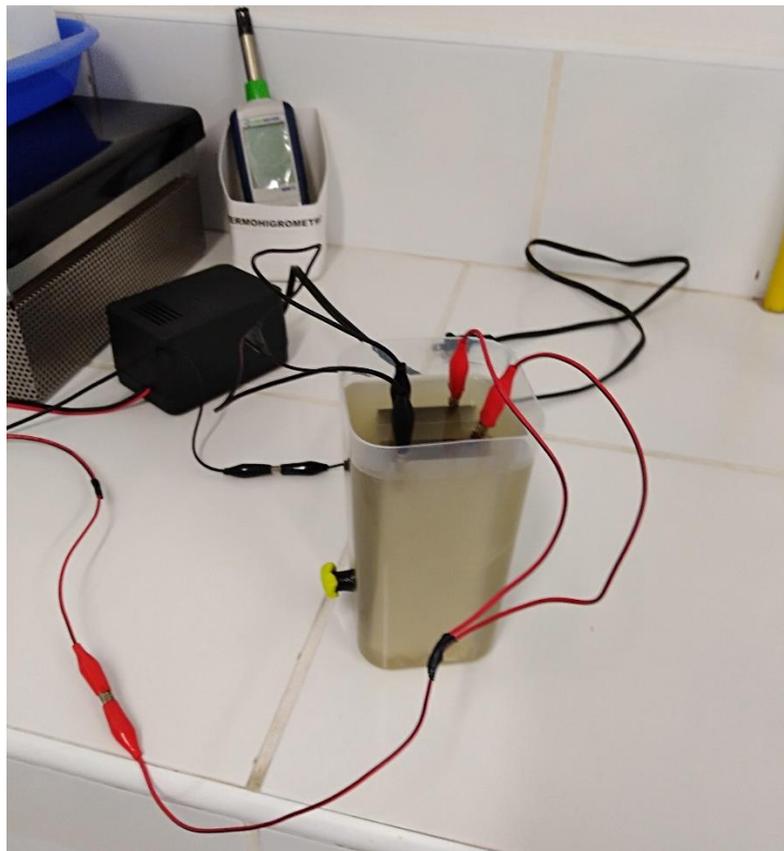
2. Depósito de polipropileno (PP), en donde se llevará a cabo la reacción.



3. Fuente de poder de 20 voltios, con las conexiones necesarias para hacer circular corriente continua a través de los electrodos.



4. imagen completa del reactor, ya construido y en funcionamiento.



APENDICE II

I. Procedimiento experimental

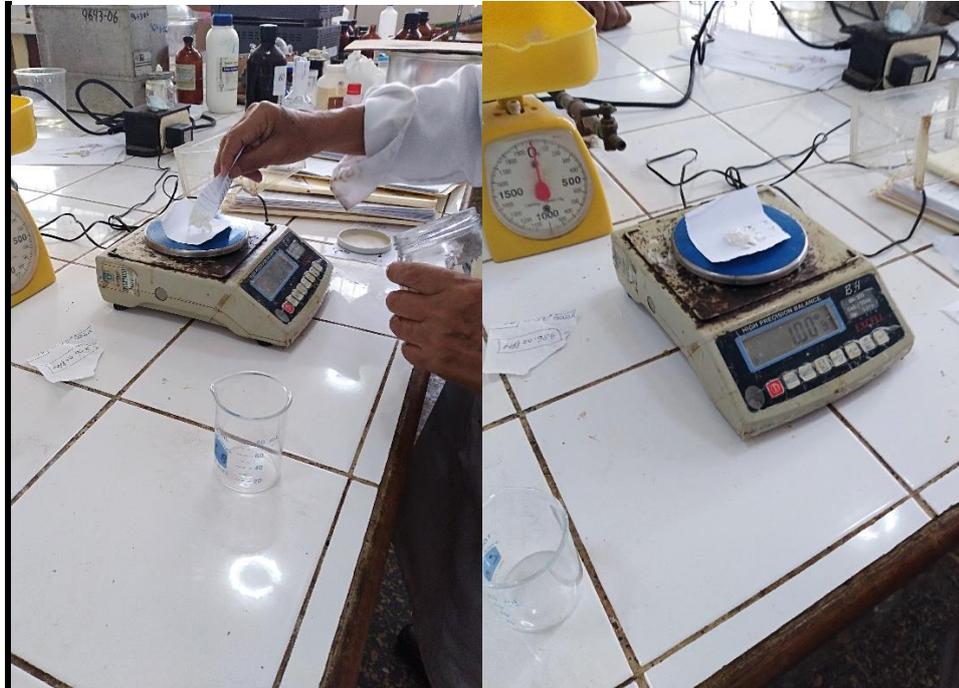
a. El proceso se inició con la toma de muestra del agua residual que ingresa al PTAR San Jerónimo del Cusco. En forma diaria y durante siete días se tomó 3 litros de muestra de agua residual, la cual se guardó en botellas estériles bajo refrigeración a 4°C.



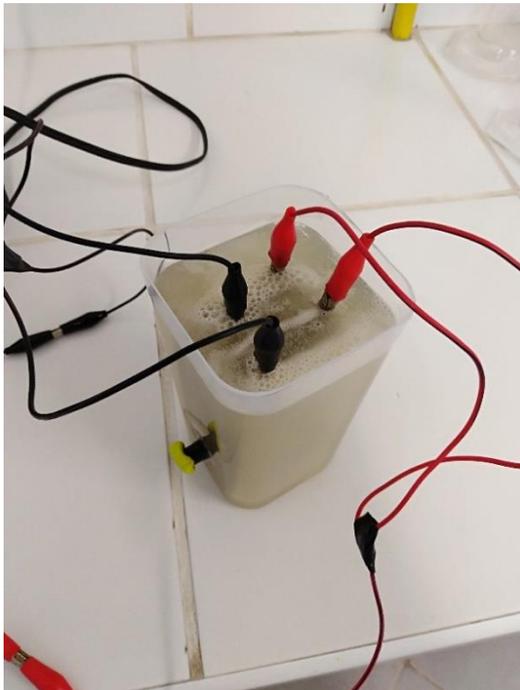
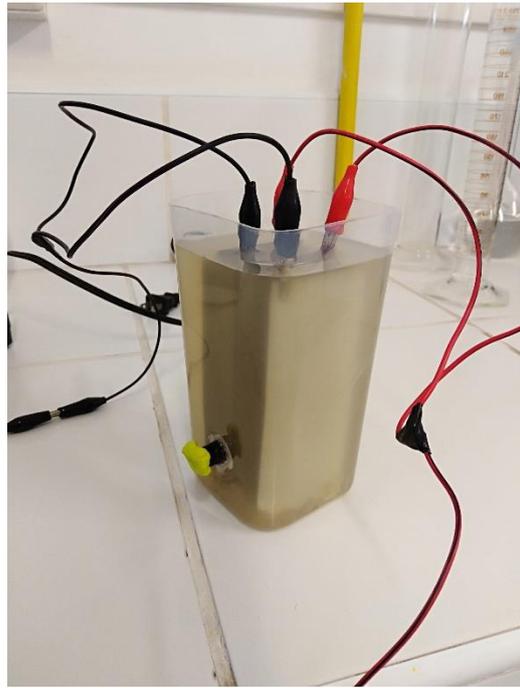
b. Transcurrido los siete días se mezcló las muestras tomadas en un balde limpio y se distribuyó en 18 botellas de un litro.

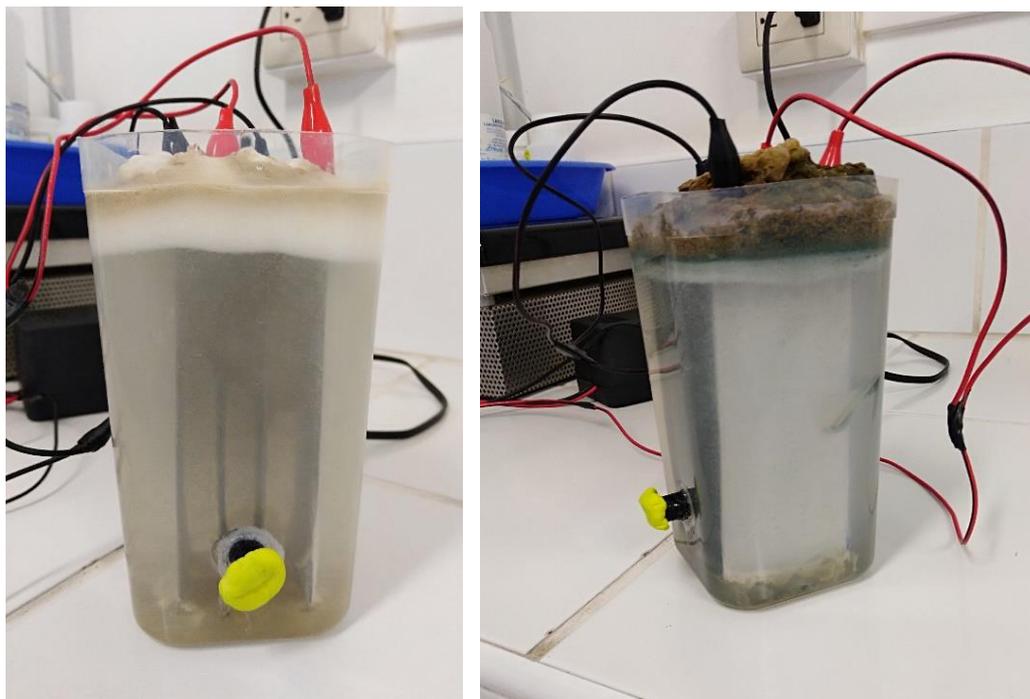


c. Para la etapa de aplicación de electrocoagulación, primero se acondicionó el agua residual con diferentes concentraciones de cloruro de sodio: 0, 20, 40, 60, 80 y 100 mg/L.



d. Para cada concentración se realizó una medición de conductividad. La solución acondicionada se agregó al reactor de electrocoagulación en una cantidad de 700 ml y se sometió a la aplicación de corriente continua de 20 voltios por un periodo de 15 minutos para cada muestra.





e. Transcurrido los 15 minutos de electrocoagulación se esperó un reposo de cinco minutos para la eliminación de burbujas y se tomó la muestra con el dispositivo diseñado en una cantidad de 500 mL. Cada muestra tomada para las diferentes concentraciones de cloruro de sodio se analizó en los parámetros SST (50 mL), DBO₅ (160 ml) y DQO (20 ml).



APENDICE III

1A. DETERMINACION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

2540 D. Total de sólidos suspendidos secados a 103-105 ° C

1. Discusión general

a. Principio: Una muestra bien mezclada se filtra a través de un filtro de fibra de vidrio estándar pesado y el residuo retenido en el filtro se seca a un peso constante de 103 a 105 ° C. El aumento en peso del filtro representa el total de sólidos en suspensión. Si el material suspendido obstruye el filtro y prolonga la filtración, puede ser necesario aumentar el diámetro del filtro o disminuir el volumen de la muestra. Para obtener una estimación del total de sólidos suspendidos, calcule la diferencia entre el total de sólidos disueltos y el total de sólidos.

b. Interferencias: Excluya partículas flotantes grandes o aglomerados sumergidos de materiales no homogéneos de la muestra si se determina que su inclusión no es representativa. Debido a que los residuos excesivos en el filtro pueden formar una costra atrapadora de agua, limite el tamaño de la muestra a un rendimiento que no exceda los 200 mg de residuo. Para muestras con alto contenido de sólidos disueltos, lave bien el filtro para asegurar la eliminación del material disuelto. Los tiempos de filtración prolongados resultantes de la obstrucción del filtro pueden producir altos resultados debido al aumento de los materiales coloidales capturados en el filtro obstruido.

2. Aparato

Se requiere el aparato enumerado en la Sección 2540B.2 y la Sección 2540C.2, excepto para la evaporación de los platos, el baño de vapor y el horno de secado a 180 ° C. Además: platos de aluminio para pesar.

3. Procedimiento

a. Preparación del disco de filtro de fibra de vidrio: Si se utilizan discos de filtro de fibra de vidrio preparados previamente, elimine este paso. Inserte el disco con el lado arrugado hacia arriba en el aparato de filtración. Aplique vacío y lave el disco con tres porciones sucesivas de 20 ml de agua de grado reactivo. Continúe con la succión para eliminar todos los rastros de agua, apague la aspiradora y deseche los lavados. Retire el filtro del aparato de filtración y transféralo a un plato de pesaje de aluminio inerte. Si se usa un crisol Gooch, retire la combinación de crisol y filtro. Secar en un horno a 103 a 105 ° C durante 1 h. Si se deben medir los sólidos volátiles, encienda a 550 ° C durante 15 minutos en un horno de mufla. Enfríe en un desecador para equilibrar la temperatura y pesar. Repita el ciclo de secado o encendido, enfriamiento, desecación y pesaje hasta que se obtenga un peso constante o hasta que el cambio de peso sea menor al 4% del pesaje anterior o 0.5 mg, lo que sea menor. Almacenar en el desecador hasta que sea necesario.

b. Selección del tamaño del filtro y de la muestra: elija el volumen de muestra para obtener entre 2,5 y 200 mg de residuo seco. Si el volumen filtrado no alcanza el rendimiento mínimo, aumente el volumen de la muestra hasta 1 litro. Si la filtración completa tarda más de 10 minutos, aumente el diámetro del filtro o disminuya el volumen simple.

c. Análisis de muestra: ensamble el aparato de filtración y filtre y comience la succión. Moje el filtro con un pequeño volumen de agua de grado reactivo para asentarlos. Agite la muestra con un agitador magnético a una velocidad para cortar partículas más grandes, si es práctico, para obtener un tamaño de partícula más uniforme (preferiblemente homogéneo). La fuerza centrífuga puede separar las partículas por tamaño y densidad, lo que resulta en una precisión deficiente cuando

se varía la extracción del punto de muestra. Mientras se agita, pipetee un volumen medido en el filtro de fibra de vidrio sentado. Para muestras homogéneas, pipetee desde el punto medio aproximado del contenedor, pero no en vórtice. Elija un punto a la mitad y al medio entre la pared y el vórtice. Lave el filtro con tres volúmenes sucesivos de 10 ml de agua de grado reactivo, permitiendo el drenaje completo entre los lavados, y continúe la succión durante aproximadamente 3 minutos después de que se complete la filtración. Las muestras con altos sólidos disueltos pueden requerir lavados adicionales. Retire con cuidado el filtro del aparato de filtración y transféralo a un plato de pesaje de aluminio como soporte. Alternativamente, retire la combinación de crisol y filtro del adaptador del crisol si se usa un crisol Gooch. Secar durante al menos 1 hora a 103 a 105 ° C en un horno, enfriar en un desecador para equilibrar la temperatura y pesar. Repita el ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje hasta que se obtenga un peso constante o hasta que el cambio de peso sea menor al 4% del peso anterior o 0.5 mg, lo que sea menor. Analice al menos 10% de todas las muestras por duplicado. Las determinaciones duplicadas deben coincidir dentro del 5% de su peso promedio.

4. Cálculo

$$\text{mg total suspended solids/L} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{sample volume, mL}}$$

Dónde:

A = peso del filtro + residuo seco, mg, y

B = peso del filtro, mg.

5. Precisión

La desviación estándar fue de 5.2 mg / L (coeficiente de variación del 33%) a 15 mg / L, 24 mg / L (10%) a 242 mg / L y 13 mg / L (0.76%) a 1707 mg / L en estudios realizados por dos analistas de cuatro conjuntos de 10 determinaciones cada uno. Se realizaron análisis duplicados de laboratorio único de 50 muestras de agua y aguas residuales con una desviación estándar de diferencias de 2,8 mg/l.

2A. DETERMINACION DE DBO₅

5210 B. Prueba de DBO de 5 días

1. Discusión general

a. Principio: El método consiste en llenar con muestra, rebosar, una botella hermética del tamaño especificado e incubarla a la temperatura especificada durante 5 d. El oxígeno disuelto se mide inicialmente y después de la incubación, y la DBO se calcula a partir de la diferencia entre DO inicial y final. Debido a que el DO inicial se determina poco después de que se realiza la dilución, toda la absorción de oxígeno que se produce después de esta medición se incluye en la medición de DBO.

b. Muestreo y almacenamiento: las muestras para el análisis de DBO pueden degradarse significativamente durante el almacenamiento entre la recolección y el análisis, lo que da como resultado valores bajos de DBO. Reduzca al mínimo la reducción de DBO al analizar la muestra rápidamente o al enfriarla a una temperatura cercana al punto de congelación durante el almacenamiento. Sin embargo, incluso a baja temperatura, mantenga el tiempo de mantenimiento al mínimo. Caliente las muestras frías a 20 ± 3 ° C antes del análisis.

1) Muestras de agarre: si el análisis se inicia dentro de las 2 h posteriores a la recolección, el almacenamiento en frío es innecesario. Si el análisis no se inicia dentro de las 2 h posteriores a la recolección de la muestra, mantenga la muestra a 4 ° C o menos desde el momento de la recolección. Comience el análisis dentro de las 6 h de recolección; cuando esto no sea posible porque el sitio de muestreo está alejado del laboratorio, almacénelo a una temperatura igual o inferior a 4 ° C e informe la duración y la temperatura de almacenamiento con los resultados. En ningún caso, inicie el análisis más de 24 horas después de la recolección simple.

Cuando las muestras se utilizarán con fines reglamentarios, haga todo lo posible por entregar las muestras para su análisis dentro de las 6 horas posteriores a la recolección.

2) Muestras compuestas: conserve las muestras a 4 ° C o menos durante la composición. Limite el período de composición a 24 h. Utilice los mismos criterios que para el almacenamiento de muestras tomadas, comenzando la medición del tiempo de espera desde el final del período de composición. Indique el tiempo y las condiciones de almacenamiento como parte de los resultados.

2. Aparato

a. Botellas de incubación: use botellas de vidrio que tengan 60 ml o más de capacidad (se prefieren botellas de 300 ml que tengan un tapón de vidrio esmerilado y una boca acampanada). Limpie las botellas con un detergente, enjuague bien y escurra antes de usar. Como precaución para evitar que entre aire en la botella de dilución durante la incubación, use un sello de agua. Obtenga sellos de agua satisfactorios invirtiendo botellas en un baño de agua o agregando agua a la boca acampanada de botellas especiales de DBO. Coloque una taza de papel o plástico o una tapa de aluminio sobre la boca acampanada de la botella para reducir la evaporación del sello de agua durante la incubación. Incubadora de aire o baño de agua, controlado por termostato a $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$. Excluya toda la luz para evitar la posibilidad de producción fotosintética de DO.

3. Reactivos

Prepare los reactivos por adelantado, pero deseche si hay algún signo de precipitación o crecimiento biológico en las botellas de reserva. Los equivalentes

comerciales de estos reactivos son aceptables y se pueden usar diferentes concentraciones de stock si las dosis se ajustan proporcionalmente.

a. Solución tampón de fosfato: disuelva 8,5 g de KH_2PO_4 , 21,75 g de K_2HPO_4 , 33,4 g de $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y 1,7 g de NH_4Cl en aproximadamente 500 ml de agua destilada y diluya a 1 L. El pH debería ser de 7,2 sin más ajustes. Alternativamente, disuelva 42,5 g de KH_2PO_4 o 54,3 g de K_2HPO_4 en aproximadamente 700 ml de agua destilada. Ajuste el pH a 7.2 con 30% de NaOH y diluya a 1 L.

b. Solución de sulfato de magnesio: disuelva 22.5 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y diluya a 1 L.

c. Solución de cloruro de calcio: disuelva 27,5 g de CaCl_2 en agua destilada y diluya a 1 L.

d. Solución de cloruro férrico: disuelva 0,25 g de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y diluya a 1 L.

e. Soluciones ácidas y alcalinas, 1N, para la neutralización de muestras de residuos cáusticos o ácidos.

1) **Ácido:** lentamente y mientras se agita, agregue 28 ml de ácido sulfúrico concentrado en agua destilada. Diluir a 1 L.

2) **Alcalino:** disuelva 40 g de hidróxido de sodio en agua destilada. Diluir a 1 L.

f. Solución de sulfito de sodio: disuelva 1,575 g de Na_2SO_3 en 1000 ml de agua destilada. Esta solución no es estable; prepara diariamente.

g. Inhibidor de la nitrificación, 2-cloro-6- (triclorometil) piridina.

h. Solución de ácido glucosa-glutámico: glucosa de grado reactivo seco y ácido glutámico de grado reactivo a 103°C durante 1 h. Agregue 150 mg de glucosa y

150 mg de ácido glutámico a agua destilada y diluya a 1 L. Prepare el producto fresco inmediatamente antes de usar.

i. Solución de cloruro de amonio: disuelva 1,15 g de NH_4Cl en aproximadamente 500 ml de agua destilada, ajuste el pH a 7,2 con solución de NaOH y diluya a 1 L. La solución contiene 0,3 mg de N / ml.

j. Agua de dilución: use agua desmineralizada, destilada, de grifo o natural para diluciones simples.

4. Procedimiento

a. Preparación del agua de dilución: coloque el volumen deseado de agua en una botella adecuada y agregue 1 ml de cada uno de tampón de fosfato, MgSO_4 , CaCl_2 y soluciones de FeCl_3 / L de agua. Agua de dilución de semilla, si se desea. Pruebe el agua de dilución como se describe, para que siempre haya agua de calidad asegurada a mano. Antes del uso, lleve la temperatura del agua de dilución a 20 ± 3 ° C. Sature con DO agitando en una botella parcialmente llena o aireando con aire filtrado libre de orgánicos. Alternativamente, almacene en botellas con algodón el tiempo suficiente para que el agua se sature con DO. Proteja la calidad del agua utilizando cristalería limpia, tubos y botellas.

b. Almacenamiento de agua de dilución: El agua de la fuente puede almacenarse antes de su uso siempre que el agua de dilución preparada cumpla con los criterios de control de calidad en la muestra de agua de dilución. Tal almacenamiento puede mejorar la calidad de algunas aguas de origen, pero puede permitir que el crecimiento biológico cause deterioro en otras. Preferiblemente, no almacene agua de dilución preparada durante más de 24 h después de agregar nutrientes, minerales y tampón, a menos que los espacios en blanco de dilución cumplan

consistentemente con los límites de control de calidad. Deseche el agua de la fuente almacenada si el blanco de agua de dilución muestra más de 0.2 mg / L de agotamiento de OD en 5 d.

c. Verificación del ácido glucosa-glutámico: Debido a que la prueba de DBO es un bioensayo, sus resultados pueden verse influidos en gran medida por la presencia de sustancias tóxicas o por el uso de un material de siembra de baja calidad. Las aguas destiladas frecuentemente están contaminadas con cobre; algunas semillas de aguas residuales son relativamente inactivas. Los bajos resultados siempre se obtienen con tales semillas y aguas. Controle periódicamente la calidad de la dilución, la efectividad de la semilla y la técnica analítica realizando mediciones de DBO en una mezcla de 150 mg de glucosa / L y 150 mg de ácido glutámico / L como solución de control "estándar". La glucosa tiene una tasa de oxidación excepcionalmente alta y variable, pero cuando se usa con ácido glutámico, la tasa de oxidación se estabiliza y es similar a la obtenida con muchos desechos municipales. Alternativamente, si un agua residual en particular contiene un componente principal identificable que contribuye a la DBO, use este compuesto en lugar del ácido glutámico-glucosa. Determine la DBO 5-d 20 ° C de una dilución al 2% de la solución de verificación estándar de glucosa-ácido glutámico usando las técnicas descritas. Ajuste las concentraciones de mezclas comerciales para dar 3 mg/L de glucosa y 3 mg/L de ácido glutámico en cada botella de prueba GGA. Evalúe los datos como se describe, Precisión y Sesgo.

d. Siembra:

1) **Fuente de semilla:** es necesario tener presente una población de microorganismos capaces de oxidar la materia orgánica biodegradable en la muestra. Las aguas residuales domésticas, los efluentes no clorados o no disueltos

de otras plantas de tratamiento de residuos biológicos y las aguas superficiales que reciben descargas de aguas residuales contienen poblaciones microbianas satisfactorias. Algunas muestras no contienen una población microbiana suficiente (por ejemplo, algunos desechos industriales no tratados, desechos desinfectados, desechos a altas temperaturas o desechos con valores extremos de pH). Para tales desechos, siembre la dilución de agua o muestra agregando una población de microorganismos. La semilla preferida es efluente o licor mixto de un sistema de tratamiento biológico que procesa el desecho. Cuando tal semilla no esté disponible, utilice el sobrenadante del agua residual doméstica después de establecerse a temperatura ambiente durante al menos 1 h, pero no más de 36 h. Cuando se usa efluente o licor mixto de un proceso de tratamiento biológico, se recomienda la inhibición de la nitrificación. Algunas muestras pueden contener materiales no degradados a tasas normales por los microorganismos en aguas residuales domésticas establecidas. Sembrar tales muestras con una población microbiana adaptada obtenida del efluente no desinfectado o del licor mixto de un proceso biológico que trata el desecho. En ausencia de tal instalación, obtenga semillas del agua receptora por debajo (preferiblemente de 3 a 8 km) del punto de descarga. Cuando tales fuentes de semillas tampoco estén disponibles, desarrolle una semilla adaptada en el laboratorio mediante la aireación continua de una muestra de agua residual doméstica sedimentada y agregando pequeños incrementos diarios de desechos. Opcionalmente, use una suspensión de suelo o lodo activado, o una preparación de semilla comercial para obtener la población microbiana inicial. Determine la existencia de una población satisfactoria mediante la prueba del rendimiento de la semilla en las pruebas de DBO en la muestra. Los valores de DBO

que aumentan con el tiempo de adaptación a un valor constante alto indican una adaptación exitosa de la semilla.

2) Control de semilla: determine la DBO del material de siembra como para cualquier otra muestra. Este es el control de la semilla. A partir del valor del control de la semilla y el conocimiento de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar la absorción de DO de la semilla. Idealmente, realice diluciones de semillas de modo que la mayor cantidad resulte en al menos un 50% de agotamiento de DO. Un gráfico de agotamiento de DO, en miligramos por litro, versus milipulgadas de semilla para todas las botellas con un agotamiento de 2 mg / L y un DO residual mínimo de 1.0 mg / L debe presentar una línea recta para la cual la pendiente indica agotamiento de DO por mililitro de semilla la interceptación del eje DO es la depleción de oxígeno causada por el agua de dilución y debe ser menor a 0.1 mg/L. Alternativamente, divida el agotamiento de OD por el volumen de semilla en mililitros por cada frasco de control de semillas que tenga una depleción de 2 mg / L y un DO residual de 1,0 mg / L. Promedie los resultados para todas las botellas que cumplan con los criterios mínimos de agotamiento y de DO residual. La absorción de DO atribuible a la semilla añadida a cada botella debe estar entre 0.6 y 1.0 mg / L, pero la cantidad de semilla añadida debe ajustarse de este rango a la requerida para proporcionar resultados de verificación de glucosa-ácido glutámico en el rango de 198 ± 30.5 mg / L. Para determinar la toma de DO para un frasco de prueba, reste la absorción de DO atribuible a la semilla del consumo total de DO. Las técnicas para agregar material de siembra al agua de dilución se describen para dos métodos de dilución de muestra.

e. Pretratamiento de la muestra: Verifique el pH de todas las muestras antes de la prueba a menos que la experiencia previa indique que el pH está dentro del rango aceptable.

1) Muestras que contienen alcalinidad cáustica ($\text{pH} > 8.5$) o acidez ($\text{pH} < 6.0$) - Neutralice las muestras a pH 6.5 a 7.5 con una solución de ácido sulfúrico (H_2SO_4) o hidróxido de sodio (NaOH) de tal intensidad que la cantidad de reactivo no diluir la muestra en más de 0.5%. El pH del agua de dilución no debe verse afectado por la dilución de muestra más baja. Siempre siembre las muestras que hayan sido ajustadas para el pH.

2) Muestras que contienen compuestos de cloro residual: si es posible, evite las muestras que contengan cloro residual por muestreo antes de los procesos de cloración. Si la muestra ha sido clorada pero no hay residuos detectables de cloro, siembre el agua de dilución. Si hay cloro residual, decolorar la muestra y sembrar el agua de dilución. No pruebe muestras cloradas / descloradas sin sembrar el agua de dilución. En algunas muestras, el cloro se disipará dentro de 1 a 2 horas de estar a la luz. Esto ocurre a menudo durante el transporte y manejo de la muestra. Para muestras en las que el cloro residual no se disipa en un tiempo razonablemente corto, destruya el cloro residual agregando solución de Na_2SO_3 . Determine el volumen requerido de solución de Na_2SO_3 en una porción de 100 a 1000 ml de muestra neutralizada agregando 10 ml de ácido acético 1 + 1 o 1 + 50 de H_2SO_4 , 10 ml de solución de yoduro de potasio (KI) (10 g / 100 ml) por Porción de 1000 ml, y titulación con solución de Na_2SO_3 al punto final de almidón-yodo para el residuo. Agregue a la muestra neutralizada el volumen relativo de solución de Na_2SO_3 determinado por la prueba anterior, mezcle, y después de 10 a 20 min compruebe la muestra para determinar el cloro residual. (NOTA: El exceso de

Na₂SO₃ ejerce una demanda de oxígeno y reacciona lentamente con ciertos compuestos orgánicos de cloramina que pueden estar presentes en las muestras cloradas).

3) Muestras que contienen otras sustancias tóxicas: ciertos desechos industriales, por ejemplo, desechos de placas, contienen metales tóxicos. Tales muestras a menudo requieren un estudio y tratamiento especial.

4) Las muestras sobresaturadas con muestras DO que contienen más de 9 mg DO / L a 20 ° C pueden encontrarse en aguas frías o en agua donde se produce la fotosíntesis. Para evitar la pérdida de oxígeno durante la incubación de dichas muestras, reduzca la DO a la saturación a 20 ° C llevando la solución simple a aproximadamente 20 ° C en una botella parcialmente llena mientras agita por agitación vigorosa o aireando con aire comprimido filtrado y limpio.

5) Ajuste de la temperatura de la muestra: lleve las muestras a 20 ± 1 ° C antes de realizar las diluciones.

6) Inhibición de la nitrificación: si se desea la inhibición de la nitrificación, agregue 3 mg de 2-cloro-6- (tricloro metil) piridina (TCMP) a cada botella de 300 ml antes de tapar o agregue cantidades suficientes al agua de dilución para obtener una concentración final de 10 mg / L. (NOTA: Pure TCMP puede disolverse lentamente y puede flotar en la parte superior de la muestra. Algunas formulaciones comerciales se disuelven más fácilmente pero no son 100% TCMP; ajuste la dosis en consecuencia.) Las muestras que pueden requerir inhibición de nitrificación incluyen, pero no se limitan a, biológicamente efluentes tratados, muestras sembradas con efluentes tratados biológicamente y aguas de ríos. Tenga en cuenta el uso de la inhibición de nitrógeno en los informes de resultados.

f. Técnica de dilución: realice varias diluciones de muestra que darán como resultado un OD residual de al menos 1 mg / L y una absorción de DO de al menos 2 mg / L después de una incubación de 5 días. Se recomiendan cinco diluciones a menos que la experiencia con una muestra particular muestre que el uso de un número menor de diluciones produce al menos dos botellas que den lugar a un agotamiento de DO mínimo aceptable y límites residuales. Un análisis más rápido, como la DQO, puede correlacionarse aproximadamente con DBO y servir como guía para seleccionar diluciones. En ausencia de conocimiento previo, use las siguientes diluciones: 0.0 a 1.0% para desechos industriales fuertes, 1 a 5% para aguas residuales sin tratar y sedimentadas, 5 a 25% para aguas residuales tratadas biológicamente, y 25 a 100% para aguas fluviales contaminadas. Prepare diluciones en cilindros graduados o en material de vidrio volumétrico, y luego transfíralas a botellas de DBO o prepárelas directamente en botellas de DBO. Cualquiera de los métodos de dilución se puede combinar con cualquier técnica de medición de OD. El número de botellas que se prepararán para cada dilución depende de la técnica DO y del número de repeticiones deseadas.

Al usar cilindros graduados o matraces aforados para preparar diluciones, y cuando sea necesario sembrar, agregue la semilla directamente al agua de dilución o a cilindros individuales o matraces antes de la dilución. La siembra de cilindros individuales o matraces evita una relación decreciente de semilla a muestra a medida que se hacen diluciones crecientes. Cuando las diluciones se preparan directamente en botellas de DBO y cuando es necesario sembrar, agregue las semillas directamente al agua de dilución o directamente a las botellas de DBO. Cuando una botella contiene más del 67% de la muestra después de la dilución, los nutrientes pueden estar limitados en la muestra diluida y posteriormente reducir la

actividad biológica. En tales muestras, agregue las soluciones de nutrientes, minerales y tampones directamente a los frascos individuales de DBO a una velocidad de 1 ml / L (botella de 0.33 ml / 300 ml) o use soluciones preparadas comercialmente diseñadas para dosificar el tamaño de botella apropiado.

1) Diluciones preparadas en cilindros graduados o matraces volumétricos: si se utiliza la modificación de la azida del método yodométrico titrimétrico (Sección 4500-OC), cuidadosamente diluya el agua de dilución, sembrada si es necesario, en un matraz de 1 a 2 L de capacidad o cilindro. Llena medio lleno sin aire entrante. Agregue la cantidad deseada de muestra cuidadosamente mezclada y diluya al nivel apropiado con agua de dilución. Mezcle bien con una varilla mezcladora tipo émbolo; evite arrastrar aire. Sifón dilución mixta en dos botellas de DBO. Determine DO inicial en una de estas botellas. Tapar la segunda botella herméticamente, sellar con agua e incubar durante 5 días a 20 ° C. Si el método del electrodo de membrana se usa para la medición de DO, diluya la mezcla de dilución en una botella de DBO. Determine DO inicial en esta botella y reemplace cualquier contenido desplazado con dilución de muestra para llenar la botella. Tapar herméticamente, sellar con agua e incubar durante 5 días a 20 ° C.

2) Diluciones preparadas directamente en botellas de DBO: utilizando una pipeta volumétrica de punta ancha, agregue el volumen de muestra deseado a botellas de DBO individuales de capacidad conocida. Agregue cantidades apropiadas de material de semilla a los frascos individuales de DBO o al agua de dilución. Llene las botellas con suficiente agua de dilución, sembrando si es necesario, de modo que la inserción del tapón desplazará todo el aire, sin dejar burbujas. Para diluciones superiores a 1: 100, realice una dilución primaria en un cilindro graduado antes de realizar la dilución final en el frasco. Al usar métodos titrimétricos yodométricos

para la medición de OD, prepare dos botellas en cada dilución. Determine DO inicial en una botella. Tapar la segunda botella herméticamente, sellar con agua e incubar durante 5 días a 20 ° C. Si el método de electrodo de membrana se usa para la medición de OD, prepare solo una botella de DBO para cada dilución. Determine DO inicial en esta botella y reemplace cualquier contenido desplazado con agua de dilución para llenar la botella. Tapar herméticamente, sellar con agua e incubar durante 5 días a 20 ° C. Enjuague el electrodo de DO entre las determinaciones para evitar la contaminación cruzada de las muestras. Utilice la modificación de la azida del método yodométrico (Sección 4500-O.C) o el método del electrodo de membrana (Sección 4500-O.G) para determinar el DO inicial en todas las diluciones de muestra, espacios en blanco de dilución y, cuando corresponda, controles de semillas. Si se utiliza el método del electrodo de membrana, se recomienda la modificación de la azida del método yodométrico (Método 4500-O.C) para calibrar la sonda de OD.

g. Determinación de DO inicial: Si la muestra contiene materiales que reaccionan rápidamente con DO, determine DO inicial inmediatamente después de llenar el frasco de DBO con muestra diluida. Si la toma inicial rápida de DO es insignificante, el período de tiempo entre la preparación de la dilución y la medición del DO inicial no es crítico, pero no debe exceder los 30 min. h. Agua de dilución en blanco: Use un blanco de agua de dilución como un control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y la limpieza de las botellas de incubación. Junto con cada lote de muestras, incube una botella de agua de dilución no sembrada. Determine DO inicial y final. La absorción de DO no debe ser mayor a 0.2 mg / L y preferiblemente no más de 0.1 mg / L. Deseche toda el agua de dilución que tenga una toma de DO superior a 0.2 mg / L y elimine la fuente de

contaminación o seleccione una fuente de agua de dilución alternativa. yo.
Incubación: Incubar a $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ BOD botellas que contengan las diluciones deseadas, los controles de semillas, los espacios en blanco de dilución, y los controles de glucosa-ácido glutámico. Botellas con sello de agua. Determinación de OD final: Después de 5 días de incubación, determine DO en diluciones de muestras, blancos y verificaciones.

5. Cálculo

Para cada botella de prueba que cumpla con el agotamiento mínimo de DO de 2,0 mg / L y el OD residual de 1,0 mg / L, calcule DBO5 de la siguiente manera:

Cuando no se siembra agua de dilución:

$$\text{BOD}_5, \text{ mg/L} = \frac{D_1 - D_2}{P}$$

Cuando se siembra agua de dilución:

$$\text{BOD}_5, \text{ mg/L} = \frac{D_1 - D_2}{P}$$

Dónde:

D1 = DO de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación, mg/L,

D2 = DO de la muestra diluida después de 5 días de incubación a 20°C, mg/L,

P = fracción volumétrica decimal de la muestra utilizada,

B1 = DO del control de la semilla antes de la incubación, mg/L,

B2 = DO del control de la semilla después de la incubación mg/L, y

$f = \text{relación de la semilla en la muestra diluida a la semilla en el control de la semilla} = (\% \text{ de semilla en la muestra diluida}) / (\% \text{ de semilla en el control de la semilla})$. Si el material de semilla se agrega directamente a la muestra o a las botellas de control de semillas:

$f = (\text{volumen de semilla en muestra diluida}) / (\text{volumen de semilla en control de semilla})$

Informe los resultados como CBOD5 si la nitrificación está inhibida. Si más de una dilución de muestra cumple los criterios de un OD residual de al menos 1 mg / L y un agotamiento de DO de al menos 2 mg / L y no hay evidencia de toxicidad a concentraciones simples más altas o la existencia de una anomalía obvia, resultados promedio en el rango aceptable. En estos cálculos, no realice correcciones para la absorción de DO por el blanco de agua de dilución durante la incubación. Esta corrección es innecesaria si el agua de dilución cumple con los criterios de blanco estipulados anteriormente. Si el agua de dilución no cumple con estos criterios, las correcciones adecuadas son difíciles; no registre los resultados o, como mínimo, márquelos como que no cumplen los criterios de control de calidad.

6. Precisión y sesgo

No existe una medida para establecer el sesgo del procedimiento DBO. La prueba de ácido glucosa-glutámico prescrita, pretende ser un punto de referencia para la evaluación de la calidad del agua de dilución, la efectividad de la semilla y la técnica analítica. Las pruebas de laboratorio único con una solución mixta de glucosa-ácido glutámico de 300 mg / L proporcionaron los siguientes resultados:

Cantidad de meses: 14

Cantidad de triplicados: 421

Recuperación mensual promedio: 204 mg / L

Desviación estándar mensual promedio: 10.4 mg / L

En una serie de estudios interlaboratorios, cada uno involucrando de 2 a 112 laboratorios (y tantos analistas y fuentes de semillas), se realizaron mediciones DBO 5-d en muestras de agua sintética que contienen una mezcla 1: 1 de glucosa y ácido glutámico en la concentración total rango de 3.3 a 231 mg / L. Las ecuaciones de regresión para el valor medio, \bar{X} , y la desviación estándar, S, de estos estudios fueron:

$$\bar{X} = 0.658 (\text{nivel agregado, mg / L}) + 0.280 \text{ mg / L}$$

$$S = 0.100 (\text{nivel agregado, mg / L}) + 0.547 \text{ mg / L}$$

Para el estándar primario mixto 300-mg / L, la DBO 5-d promedio sería de 198 mg / L con una desviación estándar de 30.5 mg / L. Cuando se usan inhibidores de la nitrificación, los resultados de la prueba GGA que caen fuera del límite de control de 198 ± 30.5 a menudo indican el uso de cantidades incorrectas de semilla. Ajuste la cantidad de semilla añadida a la prueba GGA para lograr resultados que caigan dentro de este rango.

a. Límites de control: Debido a muchos factores que afectan las pruebas de BOD en estudios de laboratorio múltiple y la variabilidad extrema resultante en los resultados de la prueba, se recomienda una desviación estándar, según lo determinado por pruebas interlaboratorios, como límite de control para laboratorios individuales. Alternativamente, para cada laboratorio, establezca sus límites de

control realizando un mínimo de 25 controles de glucosa-ácido glutámico, durante un período de varias semanas o meses y calcule la media y la desviación estándar. Use la media ± 3 desviaciones estándar como el límite de control para las futuras comprobaciones de glucosa-ácido glutámico. Compare los límites de control calculados con las pruebas de laboratorio único presentadas anteriormente y con los resultados entre laboratorios. Si los límites de control están fuera del rango de 198 ± 30.5 , vuelva a evaluar los límites de control e investigue la fuente del problema. Si la DBO medida para una comprobación del ácido glucosa-glutámico está fuera del rango límite de control aceptado, rechace las pruebas realizadas con esa semilla y agua de dilución.

b. Rango de trabajo y límite de detección: El rango de trabajo es igual a la diferencia entre el OD inicial máximo (7 a 9 mg / L) y el mínimo de DO residual de 1 mg / L multiplicado por el factor de dilución. Un límite inferior de detección de 2 mg / L se establece mediante el requisito de un agotamiento mínimo de OD de 2 mg / L.

3A. DETERMINACION DE DQO

5220 D. Reflujo cerrado, método colorimétrico

1. Discusión general

a. Principio: Cuando se digiere una muestra, el ion dicromato oxida el material COD en la muestra. Esto da como resultado el cambio de cromo del estado hexavalente (VI) al estado trivalente (III). Ambas especies de cromo están coloreadas y absorben en la región visible del espectro. El ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) se absorbe fuertemente en la región de 400 nm, donde la absorción del ion crómico (Cr^{3+}) es mucho menor. El ion crómico se absorbe fuertemente en la región de 600 nm, donde el dicromato tiene una absorción casi nula. En la solución de ácido sulfúrico 9M, los coeficientes de extinción molares aproximados para estas especies de cromo son los siguientes: Cr^{3+} - 50 L / mol cm a 604 nm; $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ - 380 mol / mol cm a 444 nm; Cr^{3+} - 25 L / mol cm a 426 nm. El ion Cr^{3+} tiene un mínimo en la región de 400 nm. Por lo tanto, un máximo de absorción de trabajo está en 420 nm. Para los valores de DQO entre 100 y 900 mg / l, se determina el aumento de Cr^{3+} en la región de 600 nm. Se pueden obtener valores más altos por dilución de muestra. Los valores de DQO de 90 mg / L o menos pueden determinarse siguiendo la disminución de $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ a 420 nm. La generación correspondiente de Cr^{3+} proporciona un pequeño aumento de absorción a 420 nm, pero esto se compensa en el procedimiento de calibración.

b. Interferencias y limitaciones: Para que este procedimiento sea aplicable, todas las interferencias visibles que absorben la luz deben estar ausentes o compensarse. Esto incluye materia suspendida insoluble, así como componentes coloreados. Si se produce cualquier tipo de interferencia, la prueba no se pierde necesariamente porque la DQO se puede determinar por titrimetría.

2. Aparato

a. Asegúrese de que los recipientes de reacción sean de calidad óptica. Se pueden usar otros tipos de celdas de absorción con diferentes longitudes de camino. Use los coeficientes de extinción de los iones de interés para este enfoque.

b. Espectrofotómetro, para uso a 600 nm y / o 420 nm con adaptador de apertura de acceso para ampollas o tubos de 16, 20 o 25 mm. Verifique que el instrumento funcione en la región de 420 nm y 600 nm. Se pueden encontrar valores ligeramente diferentes a estos, dependiendo del paso de banda espectral del instrumento.

3. reactivos

a. Solución de digestión, rango alto: Agregue a aproximadamente 500 ml de agua destilada 10.216 g de $K_2Cr_2O_7$, grado estándar primario, previamente secada a 150 ° C durante 2 h, 167 ml de H_2SO_4 concentrado y 33,3 g de $HgSO_4$. Disuelva, enfríe a temperatura ambiente y diluya a 1000 ml.

b. Solución de digestión, bajo rango: prepare como en 3a, pero use solo 1.022 g de dicromato de potasio.

c. Reactivo de ácido sulfúrico:

d. Ácido Sulfámico:

e. Estándar de ftalato de hidrógeno y potasio:

4. Procedimiento

a. Tratamiento de muestras: Mida el volumen adecuado de muestra y reactivos en un tubo o ampolla. Prepare, digiera y enfríe muestras, en blanco y uno o más estándares. Tenga en cuenta las precauciones de seguridad. Es crítico que el volumen de cada componente sea conocido y que el volumen total sea el mismo

para cada recipiente de reacción. Si el control volumétrico es difícil, transfiera la muestra digerida, diluya a un volumen conocido y lea. Los reactivos premezclados en tubos de digestión están disponibles comercialmente.

b. Medición de la reducción de dicromato: enfríe la muestra a temperatura ambiente lentamente para evitar la formación de precipitados. Una vez que las muestras se hayan enfriado, ventile, si es necesario, para aliviar la presión generada durante la digestión. Mezcle los contenidos de los recipientes de reacción para combinar el agua condensada y desalojar la materia insoluble. Deje que la materia suspendida se asiente y asegúrese de que la ruta óptica sea clara. Mida la absorción de cada muestra en blanco y estándar en la longitud de onda seleccionada (420 nm o 600 nm). A 600 nm, use un blanco sin digerir como solución de referencia. Analice un blanco digerido para confirmar los buenos reactivos analíticos y para determinar la DQO en blanco; restar COD en blanco de la muestra COD. Alternativamente, use blanco digerido como la solución de referencia una vez que se haya establecido que el blanco tiene un bajo DQO. A 420 nm, use agua reactiva como solución de referencia. Mida todas las muestras, espacios en blanco y estándares en contra de esta solución. La medición de la absorción de un blanco no digerido que contiene dicromato, con agua reagente que reemplaza a la muestra, dará una absorción inicial de dicromato. Cualquier muestra, blanco o estándar digerido que tenga un valor de DQO dará una menor absorbancia debido a la disminución del ion dicromato. Analice un blanco digerido con agua de reactivo que reemplace la muestra para asegurar la calidad del reactivo y para determinar la contribución de los reactivos a la disminución de la absorbancia durante una digestión dada. La diferencia entre las absorbancias de una muestra digerida dada y el blanco digerido es una medida de la muestra COD. Cuando se ejecutan los

estándares, grafique las diferencias de la absorbancia en blanco digerida y la absorbancia estándar digerida versus los valores de DQO para cada estándar.

c. Preparación de la curva de calibración: prepare al menos cinco patrones de la solución de hidrogenoftalato de potasio con equivalentes de DQO para cubrir cada rango de concentración. Compense el volumen con agua reactiva; use los mismos volúmenes de reactivo, tubo o tamaño de ampolla y procedimiento de digestión que para las muestras. Prepare la curva de calibración para cada nuevo lote de tubos o ampollas o cuando los estándares preparados difieran en $\geq 5\%$ de la curva de calibración. Las curvas deben ser lineales. Sin embargo, puede ocurrir algo de no linealidad, según el instrumento utilizado y la precisión general necesaria.

5. Cálculo

Si se ejecutan muestras, estándares y espacios en blanco en las mismas condiciones de volumen y longitud de ruta óptica, calcule COD de la siguiente manera:

$$\text{COD as mg O}_2/\text{L} = \frac{\text{mg O}_2 \text{ in final volume} \times 1000}{\text{mL sample}}$$

Preferiblemente analice las muestras por duplicado debido al tamaño pequeño de la muestra. Las muestras que no son homogéneas pueden requerir determinaciones múltiples para un análisis preciso. Estos no deberían diferir de su promedio en más de $\pm 5\%$ para la prueba de DQO de alto nivel a menos que la condición de la muestra dicte lo contrario. En el procedimiento de bajo nivel, los resultados por debajo de 25 mg / L pueden tender a ser cualitativos en lugar de cuantitativos.

6. Precisión y sesgo

Cuarenta y ocho muestras sintéticas que contienen hidrogenofalato de potasio y NaCl fueron analizadas por cinco laboratorios. A una DQO promedio de 193 mg de O₂ / L en ausencia de cloruro, la desviación estándar fue de ± 17 mg de O₂ / L (coeficiente de variación del 8.7%). A una DQO promedio de 212 mg O₂ / L y 100 mg Cl⁻ / L, la desviación estándar fue ± 20 mg O₂ / L (coeficiente de variación, 9.6%). Se pueden encontrar datos adicionales de QA / QC para procedimientos de alto y bajo nivel en otro lugar.

APENDICE IV

A. Datos obtenidos de los análisis realizados de SST, DBO₅ y DQO; después de haber culminado con el proceso de electrocoagulación.

Tabla 3.11.

Resultados del análisis de SST, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad μS/cm	SST	PROMEDIO SST
0	1858	157	150.7
		145	
		150	
20	1877	127	113.7
		101	
		150	
40	1891	117	106.3
		104	
		98	
60	1904	100	103.3
		115	
		95	
80	1919	101	100.7
		82	
		119	
100	1945	113	98.7
		85	
		98	

Elaborado por el autor

Tabla 3.12.

Resultados del análisis de DBO₅, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad μS/cm	DBO₅	PROMEDIO DBO₅
0	1858	125.2	127.1
		134.5	
		121.6	
20	1877	114.2	113.2
		121.7	
		103.8	
40	1891	110.1	108.7
		117.2	
		98.7	
60	1904	98.2	99.3
		115.9	
		83.9	
80	1919	89.8	93.9
		107.3	
		84.8	
100	1945	103.1	90.5
		79.4	
		89.1	

Elaborado por el autor

Tabla 3.13.

Resultados del análisis de DQO, después de haber realizado el proceso de electrocoagulación, expresado en promedio por las veces que se llevó a cabo el experimento.

Cloruro de sodio, ppm	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	DQO	PROMEDIO DQO
0	1858	233	233.7
		241	
		227	
20	1877	199	213.3
		228	
		213	
40	1891	221	202.3
		189	
		197	
60	1904	201	201.7
		215	
		189	
80	1919	213	200.3
		189	
		199	
100	1945	208	196.7
		187	
		195	

Elaborado por el autor

ANEXOS

de impuestos o de derechos aduaneros de ninguna clase o denominación.

Artículo 5°.- La presente Resolución Suprema será refrendada por el Presidente del Consejo de Ministros.

Regístrese, comuníquese y publíquese.

ALAN GARCÍA PÉREZ
Presidente Constitucional de la República

JAVIER VELASQUEZ QUESQUÉN
Presidente del Consejo de Ministros

469446-6

AMBIENTE

Aprueba Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales

DECRETO SUPREMO
N° 003-2010-MINAM

EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA

CONSIDERANDO:

Que, el artículo 3° de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente, dispone que el Estado, a través de sus entidades y órganos correspondientes, diseña y aplica, las políticas, normas, instrumentos, incentivos y sanciones que sean necesarias para garantizar el efectivo ejercicio de los derechos y el cumplimiento de las obligaciones y responsabilidades contenidas en dicha ley;

Que, el numeral 32.1 del artículo 32° de la Ley General del Ambiente define al Límite Máximo Permisible - LMP, como la medida de concentración o grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su determinación corresponde al Ministerio del Ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el Sistema Nacional de Gestión Ambiental. Los criterios para la determinación de la supervisión y sanción serán establecidos por dicho Ministerio;

Que, el numeral 33.4 del artículo 33° de la Ley N° 28611 en mención dispone que, en el proceso de revisión de los parámetros de contaminación ambiental, con la finalidad de determinar nuevos niveles de calidad, se aplique el principio de la gradualidad, permitiendo ajustes progresivos a dichos niveles para las actividades en curso;

Que, el literal d) del artículo 7° del Decreto Legislativo N° 1013, Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente - MINAM, establece como función específica de dicho Ministerio, elaborar los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y Límites Máximos Permisibles (LMP), de acuerdo con los planes respectivos. Deben contar con la opinión del sector correspondiente, debiendo ser aprobados mediante Decreto Supremo;

Que, mediante Resolución Ministerial N° 121-2009-MINAM, se aprobó el Plan de Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y Límites Máximos Permisibles (LMP) para el año fiscal 2009 que contiene dentro de su anexo la elaboración del Límite Máximo Permisible para los efluentes de Plantas de Tratamiento de fuentes domésticas;

Que el artículo 14° del Reglamento de la Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) aprobado mediante Decreto Supremo N° 019-2009-MINAM, establece que el proceso de evaluación de impacto ambiental comprende medidas que aseguren, entre otros, el cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental, los Límites Máximos Permisibles y otros parámetros y requerimientos aprobados de acuerdo a la legislación ambiental vigente; del mismo modo, en su artículo 28° el citado reglamento señala que, la modificación del estudio ambiental o la aprobación de instrumentos de gestión ambiental complementarios,

implica necesariamente y según corresponda, la actualización de los planes originalmente aprobados al emitirse la Certificación Ambiental;

De conformidad con lo dispuesto en el numeral 8) del artículo 118° de la Constitución Política del Perú, y el numeral 3 del artículo 11° de la Ley N° 29158, Ley Orgánica del Poder Ejecutivo;

DECRETA:

Artículo 1°.- Aprobación de Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes de Plantas de Tratamiento de Agua Residuales Domésticas o Municipales (PTAR)

Aprobar los Límites Máximos Permisibles para efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, los que en Anexo forman parte integrante del presente Decreto Supremo y que son aplicables en el ámbito nacional.

Artículo 2°.- Definiciones

Para la aplicación del presente Decreto Supremo se utilizarán los siguientes términos:

- **Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR):** Infraestructura y procesos que permiten la depuración de las aguas residuales Domésticas o Municipales.

- **Límite Máximo Permisible (LMP):** Es la medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el MINAM y los organismos que conforman el Sistema de Gestión Ambiental.

- **Protocolo de Monitoreo.-** Procedimientos y metodologías establecidas por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento en coordinación con el MINAM y que deben cumplirse en la ejecución de los Programas de Monitoreo.

Artículo 3°.- Cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles de Efluentes de PTAR

3.1 Los LMP de efluentes de PTAR que se establecen en la presente norma entran en vigencia y son de cumplimiento obligatorio a partir del día siguiente de su publicación en el Diario Oficial El Peruano.

3.2 Los LMP aprobados mediante el presente Decreto Supremo, no serán de aplicación a las PTAR con tratamiento preliminar avanzado o tratamiento primario que cuenten con disposición final mediante emisario submarino.

3.3. Los titulares de las PTAR que se encuentren en operación a la dación del presente Decreto Supremo y que no cuenten con certificación ambiental, tendrán un plazo no mayor de dos (02) años, contados a partir de la publicación del presente Decreto Supremo, para presentar ante el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento su Programa de Adecuación y Manejo Ambiental; autoridad que definirá el respectivo plazo de adecuación.

3.4 Los titulares de las PTAR que se encuentren en operación a la dación del presente Decreto Supremo y que cuenten con certificación ambiental, tendrán un plazo no mayor de tres (03) años, contados a partir de la publicación del presente Decreto Supremo, para presentar ante el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, la actualización de los Planes de Manejo Ambiental de los Estudios Ambientales; autoridad que definirá el respectivo plazo de adecuación.

Artículo 4°.- Programa de Monitoreo

4.1 Los titulares de las PTAR están obligados a realizar el monitoreo de sus efluentes, de conformidad con el Programa de Monitoreo aprobado por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. El Programa de Monitoreo especificará la ubicación de los puntos de control, métodos y técnicas adecuadas; así como los parámetros y frecuencia de muestreo para cada uno de ellos.

4.2 El Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento podrá disponer el monitoreo de otros parámetros que no estén regulados en el presente Decreto Supremo, cuando existan indicios razonables de riesgo a la salud humana o al ambiente.

4.3 Sólo será considerado válido el monitoreo conforme al Protocolo de Monitoreo establecido por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, realizado por Laboratorios acreditados ante el Instituto Nacional de Defensa del Consumidor y de la Propiedad Intelectual - INDECOPI.

Artículo 5°.- Resultados de monitoreo

5.1 El Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento es responsable de la administración de la base de datos del monitoreo de los efluentes de las PTAR, por lo que los titulares de las actividades están obligados a reportar periódicamente los resultados del monitoreo de los parámetros regulados en el Anexo de la presente norma, de conformidad con los procedimientos establecidos en el Protocolo de Monitoreo aprobado por dicho Sector.

5.2 El Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento deberá elaborar y remitir al Ministerio del Ambiente dentro de los primeros noventa (90) días de cada año, un informe estadístico a partir de los datos de monitoreo presentados por los Titulares de las PTAR, durante el año anterior, lo cual será de acceso público a través del portal institucional de ambas entidades.

Artículo 6°.- Fiscalización y Sanción

La fiscalización del cumplimiento de los LMP y otras disposiciones aprobadas en el presente Decreto Supremo estará a cargo de la autoridad competente de fiscalización, según corresponda.

Artículo 7°.- Refrendo

El presente Decreto Supremo será refrendado por el Ministro del Ambiente y por el Ministro de Vivienda, Construcción y Saneamiento.

DISPOSICIÓN COMPLEMENTARIA FINAL

Única.- El Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, en coordinación con el MINAM, aprobará el Protocolo de Monitoreo de Efluentes de PTAR en un plazo no mayor a doce (12) meses contados a partir de la vigencia del presente dispositivo.

Dado en la Casa de Gobierno, en Lima, a los dieciséis días del mes de marzo del año dos mil diez.

ALAN GARCÍA PÉREZ
 Presidente Constitucional de la República

ANTONIO JOSÉ BRACK EGG
 Ministro del Ambiente

JUAN SARMIENTO SOTO
 Ministro de Vivienda, Construcción y Saneamiento

ANEXO

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS EFLUENTES DE PTAR

PARÁMETRO	UNIDAD	LMP DE EFLUENTES PARA VERTIDOS A CUERPOS DE AGUAS
Aceites y grasas	mg/L	20
Coliformos Termotolerantes	NMP/100 mL	10,000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	200
pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos Totales en Suspensión	ml.l.	150
Temperatura	°C	<35

469446-2

Designan responsable de brindar información pública y del contenido del portal de internet institucional del Ministerio

RESOLUCIÓN MINISTERIAL N° 036-2010-MINAM

Lima, 16 de marzo de 2010

CONSIDERANDO:

Que, mediante Decreto Legislativo N° 1013, se aprobó la Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente;

Que, la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública, cuyo Texto Único Ordenado fue aprobado por Decreto Supremo N° 043-2003-PCM, tiene por finalidad promover la transparencia de los actos del Estado y regular el derecho fundamental del acceso a la información consagrado en el numeral 5 del artículo 2° de la Constitución Política del Perú;

Que, el artículo 3° de la citada Ley, señala que el Estado tiene la obligación de entregar la información que demanden las personas en aplicación del principio de publicidad, para cuyo efecto se designa al funcionario responsable de entregar la información solicitada;

Que, asimismo, de acuerdo a lo previsto en el artículo 5° de la mencionada Ley, las Entidades Públicas deben identificar al funcionario responsable de la elaboración de los Portales de Internet;

Que, mediante Resolución Ministerial N° 070-2008-MINAM, se designó a la señorita Cristina Miranda Beas, como funcionaria responsable de brindar información que demanden las personas, y responsable del contenido de la información ofrecida en el Portal de Internet del Ministerio del Ambiente;

Que, por razones del servicio y considerando la renuncia al cargo que desempeñaba en el Ministerio del Ambiente la servidora citada en el considerando precedente, resulta necesario designar al personal responsable de brindar información en el marco de la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública y responsable del Portal de Internet Institucional;

Con el visado de la Secretaría General y de la Oficina de Asesoría Jurídica; y

De conformidad con lo establecido en el Decreto Legislativo N° 1013, Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente; el Texto Único Ordenado de la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública, aprobado por Decreto Supremo N° 043-2003-PCM; y el Decreto Supremo N° 007-2008-MINAM que aprueba el Reglamento de Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente;

SE RESUELVE:

Artículo 1°.- Designar al abogado Hugo Milko Ortega Polar como Responsable de brindar la información pública del Ministerio del Ambiente y Responsable del contenido de la información ofrecida en el Portal de Internet Institucional, de conformidad con el Texto Único Ordenado de la Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública, aprobado por Decreto Supremo N° 043-2003-PCM.

Artículo 2°.- Todos los órganos del Ministerio del Ambiente, bajo responsabilidad, deberán facilitar la información y/o documentación que les sea solicitada como consecuencia de lo dispuesto en el artículo precedente, dentro de los plazos establecidos en la normatividad vigente.

Artículo 3°.- Disponer que la presente Resolución se publique en el Diario Oficial El Peruano y en Portal de Internet del Ministerio del Ambiente.

Artículo 4°.- Notificar la presente Resolución a todos los órganos del Ministerio del Ambiente, al Órgano de Control Institucional y al responsable designado.

Regístrese, comuníquese y publíquese.

ANTONIO JOSÉ BRACK EGG
 Ministro del Ambiente

469445-1