

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS

**“REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PRESENTE EN AGUA
RESIDUAL INDUSTRIAL MEDIANTE LA DESESTABILIZACIÓN
DE LA CAPA HIDROFÍLICA”**

PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO SANITARIO

ELABORADO POR:

FLOR MILAGROS VIDAL VEGA

ASESOR:

ING. OTTO BRUNO ROSASCO GERKES

LIMA-PERÚ

2016

DEDICATORIA

Con este trabajo se cumple una de las metas más importantes en mi desarrollo profesional y quiero dedicar esto a mi madre Alma Vega, porque su cariño y apoyo siempre fueron mi motivación; a mi padre Severino Vidal, por guiarme e impulsarme a ser cada día mejor; a mis hermanos: Jorge, Edgar, Diana y Rubí, por acompañarme en todo momento y a Dios porque cada día me dio fortaleza para afrontar y superar los obstáculos más difíciles.

Flor Milagros Vidal Vega

AGRADECIMIENTOS

Agradezco enormemente al Ing. Otto Rosasco Gerkes, por su profesionalismo, dedicación y conocimientos que aportaron al desarrollo, elaboración y revisión de la presente tesis de investigación.

Al Ing. Víctor Maldonado Yactayo, por el aporte de sus conocimientos respecto al desarrollo de pruebas de jarras que fueron fundamentales en la presente investigación.

Al Ing. Juan Carlos Alarcón, por su apoyo como especialista en la revisión del informe de investigación, recomendando mejoras objetivas en los distintos puntos de la estructura del informe.

A mis amigos de la Universidad Nacional de Ingeniería, que me apoyaron en muchas ocasiones durante el desarrollo experimental de la investigación.

INDICE

CONTENIDO

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
INDICE.....	iv
DEFINICIONES.....	vii
SIMBOLO Y ABREVIATURAS.....	x
INDICE DE FIGURAS.....	xii
INDICE DE TABLAS.....	xv
INDICE DE ANEXOS.....	xviii
RESUMEN.....	xix
ABSTRACT.....	xxii
PRÓLOGO.....	1
CAPITULO I.....	3
ANTECEDENTES.....	3
1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN.....	3
1.2. FORMULACION DEL PROBLEMA.....	4
1.3. JUSTIFICACIÓN.....	6
1.4. OBJETIVOS.....	7
1.5. HIPOTESIS.....	8
1.6. VARIABLES DEL ESTUDIO.....	8
CAPITULO II.....	10
MARCO TEORICO.....	10
2.1. AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL.....	10
2.2. CONSTITUYENTES DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL.....	10
2.3. INDUSTRIA DE PRODUCCIÓN DE COLORANTES.....	11
2.4. REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA.....	23
2.4.1. Coloides.....	23
2.4.2. Mecanismos de desestabilización de la capa hidrofílica.....	32
2.5. COAGULACIÓN.....	32
2.6. FLOCULACIÓN.....	47
2.7. PRUEBA DE JARRAS.....	50

2.8. PARÁMETROS QUE SE ANALIZAN EN LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.....	50
CAPITULO III.....	53
MARCO NORMATIVO.....	53
3.1. GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS – GESTIÓN AMBIENTAL.....	53
3.2. MARCO LEGAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	54
3.3. VERTIMIENTO DE AGUAS RESIDUALES NO DOMESTICAS.....	56
CAPITULO IV.....	67
RECURSOS, EQUIPOS Y METODOS.....	67
4.1. RECURSOS HUMANOS.....	67
4.2. EQUIPOS Y MATERIALES.....	68
4.3. DESARROLLO DE LA INVESTIGACION.....	73
4.4. PROTOCOLO DE MEDICION.....	94
4.4.1. PROTOCOLOS APHA.....	94
4.4.2. PROTOCOLOS USEPA.....	94
CAPITULO V.....	95
RESULTADOS.....	95
5.1. ACTIVIDADES PROSPECTIVAS.....	95
5.1.1. Obtención de dosis referencial de sulfato de aluminio.....	97
5.1.2. Pruebas preliminares con Hidróxido de calcio.....	97
5.1.3. Dosis Óptima de Hidróxido de calcio.....	98
5.1.4. Dosis Óptima de Sulfato de aluminio.....	99
5.1.5. Parámetros óptimos de floculación y sedimentación.....	99
5.2. CONDICIONES DE USO Y MEDICIONES.....	100
5.2.1. CONDICIONES DE USO DE REACTIVOS QUÍMICOS.....	100
5.2.1.1. Sulfato de aluminio tipo A.....	100
5.2.1.2. Cloruro Férrico.....	100
5.2.1.3. Hipoclorito de calcio.....	101
5.2.1.4. Hidróxido de calcio.....	101
5.2.2. TOMA Y PRESERVACION DE MUESTRAS.....	102
5.3. SENSIBILIZACION Y DIFUSIÓN DE INFORMACIÓN.....	104
5.3.1. Actividades de difusión de información.....	105

5.4. RESULTADOS Y DISCUSION	106
CAPITULO VI	179
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	179
6.1. CONCLUSIONES	179
6.2. RECOMENDACIONES	184
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	186
ANEXOS.....	xxv

DEFINICIONES

AGUA RESIDUAL NO DOMÉSTICA: Descarga de líquidos producidos por alguna actividad económica comercial o industrial, distintos a los generados por los usuarios domésticos.

CAL: Según su presentación se le denomina cal viva, cal apagada o lechada de cal. La forma química empleada en el tratamiento de agua y aguas residuales es Hidróxido de Calcio (Ca(OH)_2). Generalmente es utilizada como alcalinizante.

COAGULACIÓN: Es un proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado.

COAGULANTES: Electrolitos químicos que producen la coagulación de las coloides en suspensión.

COLOIDES: Los coloides son las partículas de muy bajo diámetro que son responsables de la turbidez o del color del agua superficial. Debido a su muy baja sedimentación la mejor manera de eliminarlos es por los procesos de coagulación-floculación.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO): Es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para la estabilización de la materia orgánica bajo condiciones de tiempo y temperatura específicos (generalmente 5 días y a 20°C).

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO): Es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra líquida. Aunque este método pretende medir principalmente la concentración de materia orgánica, sufre

interferencias por la presencia de sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros), que también se reflejan en la medida.

ENTIDAD PRESTADORA DE SERVICIOS: La EPS pública, municipal, privada o mixta, constituida con el exclusivo propósito de brindar servicios de saneamiento en el ámbito urbano.

DOSIFICACIÓN: Hace referencia a la cantidad de una sustancia que se debe aplicar a un proceso para garantizar la satisfacción mayoritaria o total sobre los resultados que se esperan obtener con la adición de dicha cantidad.

FLOCULACIÓN: Proceso químico que consiste en la agrupación las partículas o impurezas coaguladas y desestabilizadas iónicamente para formar masas o flóculos de mayor tamaño y peso molecular para conseguir su separación por sedimentación.

FLOCULANTES ANIÓNICOS: Sustancias floculantes que a lo largo de su estructura poseen cargas negativas debido a la modificación de varios radicales amida que son sustituidos parcialmente por radicales aniónicos, generalmente por enlaces $-\text{COOH}$ ó $-\text{COONa}$ de forma repetitiva hasta constituir el polímero deseado.

FLÓCULO: Masas de impurezas sedimentables como resultado del proceso de floculación.

LIGANDOS DE COORDINACIÓN: Es un ión o molécula que se une a un átomo de metal central para formar un complejo de coordinación. El enlace entre el metal y el ligando generalmente involucra la donación de uno o más pares de electrones del ligando.

MICELAS: Se denomina micela al conjunto de moléculas que constituye una de las fases de los coloides.

POTENCIAL Z: Una celda de electroforesis permite calcular el potencial zeta de un sistema coloidal, que es una función de la densidad de las cargas absorbidas, y se mide en milivoltios. Frecuentemente, el potencial zeta se encuentra entre 30 y 40 milivoltios, cuando un coloide es estable. Cuando cae a menos de 15 ó 20 milivoltios, es posible la coagulación y el coloide tiende a sedimentar.

PUNTO ISOELÉCTRICO: Es el pH al que un polianfólito tiene carga neta cero. El concepto es particularmente interesante en los aminoácidos y también en las proteínas. A este valor de pH la solubilidad de la sustancia es casi nula

TURBIEDAD: Es la medida relativa de la dispersión de la luz atribuible a partículas en suspensión. Las sustancias responsables de la turbiedad del agua son las partículas en suspensión, tales como arcilla, minerales, sedimentos, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton, bacterias y otros microorganismos. Estas partículas causantes de la turbiedad pueden ser coloidales o materia insoluble de mayor tamaño

USUARIO NO DOMÉSTICO: Es la persona natural o jurídica que realiza descarga de aguas residuales no domésticas al sistema de alcantarillado sanitario”.

SIMBOLO Y ABREVIATURAS

ANEPSSA	Asociación Nacional de Entidades Prestadoras de Servicio de Saneamiento del Perú
CE	Capilaridad electroforética
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (mg/l)
DQO	Demanda Química de Oxígeno (mg/l)
EPS	Empresa prestadora de servicios
EPA	Agencia de protección ambiental
OEFA	Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SUNASS	Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento
SEDAPAL	Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima
SDF	Solidos Disueltos Fijos
SDT	Solidos Disueltos Totales
SDV	Solidos Disueltos Volátiles

SSF	Solidos Suspendidos Fijos
SST	Solidos Suspendidos Totales
SSV	Solidos Suspendidos Volátiles
ST	Solidos Totales
STF	Solidos Totales Fijos
STV	Solidos Totales Volátiles
UND	Usuario No domestico

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Generación de Aguas residuales en el Perú – Fuente OEFA.....	4
Figura 2.1. Camote morado utilizado en producción de Antocianinas	13
Figura 2.2. Camote morado utilizado en producción de Antocianinas.	17
Figura 2.3. Proceso de producción para la obtención de Antocianinas.	18
Figura 2.4. Estructura y sustituyentes de las Antocianinas (Fuente: Durst y Wrolstad, 2001).	20
Figura 2.5. Transformaciones moleculares en función del pH para la cianidina.21	
Figura 2.6. Estructura de las antocianinas a diferentes valores de pH (Coultate, 1984).	22
Figura 2.7. Distribución de tamaños de partículas en el agua.	24
Figura 2.8. Representación esquemática de los diversos tipos de sistemas coloidales.....	29
Figura 2.9. Esquema del fenómeno de la coagulación.....	33
Figura 2.10. Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy.....	41
Figura 3.1. Gestión de aguas residuales en el Perú (Fuente: OEFA).....	54
Figura 3.2. Colector Ventanilla (Fuente: ANEPSSA).....	56
Figura 3.3. PTAR Ventanilla (Fuente: ANEPSSA).....	57
Figura 3.4. Procedimiento para Declaración Jurada de UND (Fuente: ANEPSSA).....	61
Figura 4.1. Equipo de prueba de jarras	69
Figura 4.2. Equipo Digestor para DQO	69
Figura 4.3. Equipo Colorímetro HATCH	70
Figura 4.4. Equipo Medidor de pH	70
Figura 4.5. Mufla de laboratorio	71
Figura 4.6. Balanza Analítica	71
Figura 4.7. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio.....	80
Figura 4.8. DQO final según dosis de sulfato de aluminio.	81
Figura 4.9. Variación de pH en función de dosis de sulfato de aluminio aplicado.	82
Figura 4.10. Prueba de jarras con Cloruro de férrico.....	83
Figura 4.11. DQO final según Cloruro de férrico.	84
Figura 4.12. Prueba de jarras con Cloruro de férrico.....	85
Figura 4.13. Muestras de agua tratada con Cloruro de férrico.....	85
Figura 4.14. Muestras de agua tratada con Hipoclorito de calcio	86
Figura 4.15. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.	87
Figura 4.16. Resultados de DQO con Hidróxido de calcio.....	88
Figura 4.17. Resultados de pH con Hidróxido de calcio.	89
Figura 4.18. Resultados de Color con Hidróxido de calcio	90
Figura 4.19. Muestras de agua tratada con Hidróxido de Calcio.	90
Figura 4.20. Muestras de agua tratada con Hidróxido de Calcio.	91
Figura 4.21. Generación de sólidos suspendidos con Hidróxido de calcio.	91
Figura 4.22. Esquema de realización de actividades	93
Figura 5.1. Tanque Homgenizador punto de toma de muestra.....	102

Figura 5.2. Implementos para toma de muestra.....	103
Figura 5.3. Estado del agua residual en días de almacenamiento.	103
Figura 5.4. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio.....	109
Figura 5.5. Resultados de DQO según dosis Sulfato de aluminio.	110
Figura 5.6. Resultado de color según dosis de sulfato de aluminio.....	111
Figura 5.7. pH final según dosis de sulfato de aluminio.....	112
Figura 5.8. Resultado de S.T.V. según dosis de sulfato de aluminio.....	113
Figura 5.9. Resultado de S.D.V. según dosis de sulfato de aluminio.....	114
Figura 5.10. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.	115
Figura 5.11. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.	115
Figura 5.12. Turbidez final según dosis de Hidróxido de calcio.....	117
Figura 5.13. pH final según dosis de Hidróxido de calcio.	118
Figura 5.14. Variación del color en pH 2 - 6.	119
Figura 5.15. Variación del color en pH 7 - 9.	119
Figura 5.16. Variación del color en pH 10 - 12.	120
Figura 5.17. Prueba de jarras primer rango de Hidróxido de calcio.....	121
Figura 5.18. Agua residual tratada con primer rango Hidróxido de calcio.....	122
Figura 5.19. Prueba de jarras con segundo rango de Hidróxido de calcio.....	123
Figura 5.20. Agua residual tratada con segundo rango de Hidróxido de calcio.	124
Figura 5.21. Agua residual tratada con Sulfato de aluminio e Hidróxido de calcio.	125
Figura 5.22. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio e Hidróxido de calcio. .	125
Figura 5.23. Color final según dosis de Hidróxido de calcio.	126
Figura 5.24. DQO final según dosis de Hidróxido de calcio.....	127
Figura 5.25. STV final según dosis de Hidróxido de calcio.....	128
Figura 5.26. SDV final según dosis de Hidróxido de calcio.	129
Figura 5.27. Pruebas para dosis opima de sulfato de aluminio.	131
Figura 5.28. DQO final según dosis de sulfato de aluminio.	133
Figura 5.29. STV final según dosis de sulfato de aluminio.	134
Figura 5.30. SDV según dosis de Sulfato de aluminio.....	135
Figura 5.31. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación.....	137
Figura 5.32. DQO final y tiempo de floculación.	138
Figura 5.33. DQO final y gradiente de floculación.	139
Figura 5.34. Relación entre gradiente y tiempo de floculación.	140
Figura 5.35. Obtención del factor de correlación de gradiente y tiempo.	141
Figura 5.36. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación ($G = 20 \text{ S}^{-1}$) ...	142
Figura 5.37. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20 \text{ S}^{-1}$) ..	142
Figura 5.38. Agua tratada en pruebas de Floculación. ($G = 20 \text{ S}^{-1}$).....	143
Figura 5.39. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 30 \text{ S}^{-1}$) ..	143
Figura 5.40. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$) ..	144
Figura 5.41. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$) ..	144
Figura 5.42. Agua tratada en pruebas de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$).....	145
Figura 5.43. Resultado de Turbidez. ($G = 20, 35 \text{ y } 50 \text{ S}^{-1}$)	147
Figura 5.44. Parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20, 35 \text{ y } 50 \text{ S}^{-1}$)	148
Figura 5.45. Parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20, 35 \text{ y } 50 \text{ S}^{-1}$)	148
Figura 5.46. Resultado de Turbidez. ($G = 20, 50 \text{ y } 70 \text{ S}^{-1}$)	150

Figura 5.47. Resultado de Turbidez. ($G = 20 \text{ S}^{-1}$).....	152
Figura 5.48. Resultado de Turbidez. ($G = 30 \text{ S}^{-1}$).....	154
Figura 5.49. Resultado de Turbidez. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$).....	156
Figura 5.50. Inicio de la prueba de sedimentación.....	157
Figura 5.51. Agua tratada en Pruebas de sedimentación.....	159
Figura 5.52. Pruebas de sedimentación.....	160
Figura 5.53. Resultados de DQO según tiempos de sedimentación.....	162
Figura 5.54. Resultados de STV según tiempos de sedimentación.....	163
Figura 5.55. Resultados de SDV según tiempos de sedimentación.....	164
Figura 5.56. Agua Cruda y tratada en el proceso fisicoquímico.....	165
Figura 5.57. Pruebas de jarras con Polímeros.....	167
Figura 5.58. Sedimentación en prueba de jarras con polímeros.....	168
Figura 5.59. Agua tratada con polímeros.....	169
Figura 5.60. Pruebas a de jarras con polímero aniónico.....	170
Figura 5.61. Resultado del tratamiento con prueba de jarras.....	172
Figura 5.62. Reactores biológicos con capacidad del 2 L.....	173
Figura 5.63. Arranque del Tratamiento biológico.....	173
Figura 5.64. Agua tratada con el proceso biológico aerobio.....	175
Figura 5.65. Agua tratada con proceso biológico.....	176
Figura 5.66. Sedimentación en el proceso biológico (1 min).....	177
Figura 5.67. Sedimentación en el proceso biológico (2 min).....	177
Figura 5.68. Sedimentación en el proceso biológico (3 min).....	178
Figura 5.69. Sedimentación en el proceso biológico (30 min).....	178

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Contenido antocianinas de algunas frutas y verduras comunes.....	17
Tabla 3.3. Valores Máximos Admisibles – Anexo N°1	59
Tabla 3.3. Valores Máximos Admisibles – Anexo N°2	60
Tabla 3.3. Definición de Rangos de Parámetros – SUNASS	63
Tabla 3.4. Definición de Límite de Pago Adicional – SUNASS	63
Tabla 3.5. Asignación Porcentual – SUNASS.....	64
Tabla 3.6. Factores por cada rango – SUNASS	65
Tabla 4.1. Características de calidad de agua residual de producción de colorantes orgánicos - Antocianina.	74
Tabla 4.2. Coagulantes utilizados.....	74
Tabla 4.3. Floculantes utilizados.	75
Tabla 4.4. Parámetros referenciales empleados en prueba de jarras.	80
Tabla 4.5. Condiciones iniciales de prueba de jarras con sulfato de aluminio....	80
Tabla 4.6. Resultados experimentales de prueba de jarras con sulfato de aluminio	81
Tabla 4.7. Condiciones iniciales de prueba de jarras con cloruro férrico.	83
Tabla 4.8. Resultados experimentales de prueba de jarras con cloruro férrico..	83
Tabla 4.9. Condiciones iniciales de prueba de jarras con Hipoclorito de calcio. 86	
Tabla 4.10. Resultados de pruebas con Hipoclorito de calcio.....	86
Tabla 4.11. Condiciones iniciales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio. 87	
Tabla 4.12. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio	88
Tabla 4.13. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	92
Tabla 5.1. Cronograma semanal de los análisis realizados en cada prueba de jarras.	95
Tabla 5.2. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	97
Tabla 5.3. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con Hidróxido de calcio.	98
Tabla 5.4. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	98
Tabla 5.5. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	99
Tabla 5.6. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de floculación.....	99
Tabla 5.7. Requisitos para toma de muestra de agua residual y preservación de las muestras para el monitoreo.....	104
Tabla 5.8. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	107
Tabla 5.9. Condiciones iniciales de prueba de jarras con sulfato de aluminio..	107
Tabla 5.10. Resultados experimentales de prueba de jarras con sulfato de aluminio.	108
Tabla 5.11. Porcentajes de remoción de los principales parámetros.	108

Tabla 5.12. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con Hidróxido de cal.....	115
Tabla 5.13. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.....	116
Tabla 5.14. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	120
Tabla 5.15. Parámetros para obtencion de dosis optima de Hidroxido de calcio.....	121
Tabla 5.16. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.....	122
Tabla 5.17. Parámetros para obtecienn de dosis optima de Hidroxido de calcio.....	123
Tabla 5.18. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.....	124
Tabla 5.19. Porcentajes de remoción de los principales parámetros.....	125
Tabla 5.20. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación.....	130
Tabla 5.21. Parámetros para dosis optima de sulfato de aluminio.....	130
Tabla 5.22. Resultados experimentales de prueba de jarras de dosis optima de Sulfato de aluminio.....	131
Tabla 5.23. Resultados experimentales de prueba de jarras de dosis optima de Sulfato de aluminio.....	132
Tabla 5.24. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación.....	136
Tabla 5.25. Tiempos y velocidades en pruebas de floculacion.....	136
Tabla 5.26. Parámetros para prueba de jarras de parámetros óptimos de floculación.....	137
Tabla 5.27. Resultados de Demanda Química de Oxigeno en prueba de jarras con gradientes de 20, 30 y 40 S ⁻¹	137
Tabla 5.28. Relación entre gradiente y Tiempo.....	139
Tabla 5.29. Correlación entre gradiente y tiempo.....	140
Tabla 5.30. Gradientes y tiempos óptimos de floculación.....	141
Tabla 5.31. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación 50, 35 y 20 S ⁻¹	146
Tabla 5.32. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con Gradientes de 50, 35 y 20 S ⁻¹	146
Tabla 5.33. Parámetros para prueba de jarras de parámetros óptimos de floculación.....	146
Tabla 5.34. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación 70, 50 y 20 S ⁻¹	149
Tabla 5.35. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con Gradientes 70, 50 y 20 S ⁻¹	149
Tabla 5.36. Resultados de turbidez para Gradientes de 70, 50 y 20 S ⁻¹	150
Tabla 5.37. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 20 S ⁻¹	151
Tabla 5.38. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 20 S ⁻¹	151
Tabla 5.39. Resultados de turbidez para Gradientes de 20 S ⁻¹	152

Tabla 5.40. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 30 S^{-1}	153
Tabla 5.41. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 30 S^{-1}	153
Tabla 5.42. Resultados de turbidez para Gradientes de 30 S^{-1}	154
Tabla 5.43. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 40 S^{-1}	155
Tabla 5.44. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 40 S^{-1}	155
Tabla 5.45. Resultados de turbidez para Gradientes de 40 S^{-1}	155
Tabla 5.46. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de sedimentación.	157
Tabla 5.47. Dosis de reactivos y características iniciales.....	157
Tabla 5.48. Resultados de prueba de Sedimentación	158
Tabla 5.49. Porcentajes de remoción para la pruebas de sedimentación.	159
Tabla 5.50. Velocidades y remoción de DQO.....	160
Tabla 5.51. Selección de tasa de decantación.	161
Tabla 5.52. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con polímeros.....	166
Tabla 5.53. Parámetros para prueba de jarras con polímeros.	166
Tabla 5.54. Resultados de la pruebas de jarras con polímero catiónico y aniónico.	168
Tabla 5.55. Parámetros para prueba de jarras con polímero aniónico.....	170
Tabla 5.56. Resultados de prueba de jarras con polímero aniónico.....	171
Tabla 5.57. Condiciones del tratamiento biológico.....	173
Tabla 5.58. Resultados y eficiencia de tratamiento fisicoquímico y biológico... ..	174

INDICE DE ANEXOS

- 1.1. Análisis de laboratorio y mediciones
 - 1.1.2. Medición de pH
 - 1.1.3. Medición de Demanda Química de Oxígeno
- 1.2. Resultados de los análisis de sólidos
 - 1.2.1. Dosis referencial de sulfato de aluminio
 - 1.2.2. Dosis óptima de Hidróxido de calcio
 - 1.2.3. Dosis óptima de Sulfato de aluminio
 - 1.2.4. Pruebas con Gradientes de 20 S^{-1}
 - 1.2.5. Pruebas con Gradientes de 30 S^{-1}
 - 1.2.6. Pruebas con Gradientes de 40 S^{-1}
 - 1.2.7. Parámetros óptimos de sedimentación
 - 1.2.8. Parámetros óptimos de sedimentación
- 1.3. Panel fotográfico de otras pruebas realizadas

RESUMEN

El presente estudio contempla una alternativa para el tratamiento de las aguas residuales industriales con contenido de materia orgánica a través del procesos fisicoquímicos de coagulación - floculación. Debido a la problemática actual que presentan las industrias en el manejo adecuado de sus aguas residuales y las dificultades presentes en cuanto al tipo de tratamiento surge la necesidad de realizar el presente estudio.

La materia orgánica en general se presenta en suspensiones hidrofílicas que comprenden soluciones verdaderas, ya sea de moléculas grandes o de agregados de moléculas pequeñas (llamados micelas), cuyas dimensiones están dentro de los límites coloidales. Los coloides hidrófilos, debido a las capas hidratadas que los rodean, no se desestabilizan por consideraciones tales como la depresión de la doble capa eléctrica. Sin embargo, los coloides hidrófilos son portadores de una carga superficial aunque el alcance efectivo de influencia puede limitarse en algunos casos dentro de la capa hidratada.

A diferencia de los coloides hidrófobos en los que priman las fuerzas de la gravedad, el movimiento Browniano y las fuerzas de Van der Waals; en los colides hidrófilos, el origen de la formación de la capa hidratada son los enlaces puente hidrogeno.

En este estudio se realizó el tratamiento de agua residual industrial de producción de colorantes orgánicos llamados Antocianinas a través de la aplicación del tratamiento fisicoquímico utilizando coagulantes metálicos, basándose principalmente en la búsqueda del método de desestabilización de la materia orgánica presente en el agua residual como un coloide hidrófilo.

Inicialmente se planteó como método de desestabilización de la materia orgánica la variación del pH, teniendo como base que a un pH relativamente bajo la capa hidratada lograría ser desestabilizada; ya que a estas condiciones, la capa logra

perder iones OH^- haciendo que los grupos funcionales de la materia orgánica, concepto empleado para sustancias húmicas, logra reaccionar eficazmente con los iones metálicos de los coagulantes utilizados formando compuestos coordinados; *sin embargo, durante la investigación, se logró recabar información suficiente en base a investigaciones y pruebas experimentales para determinar que, la materia orgánica en estudio, presenta características diferentes a la sustancias húmicas, por lo cual debía ser analizada de acuerdo a sus respectivas condiciones en cuanto a sus características electrocinéticas.*

Antes de iniciar la presente investigación se desarrolló la evaluación de los reactivos utilizados frecuentemente en el tratamiento de aguas para consumo humano y aguas residuales; como son el sulfato de aluminio, cloruro férrico, hipoclorito de calcio; con la finalidad de determinar el mejor reactivo a emplearse en el presente estudio, los resultados de esta previa investigación se muestran en el punto 5.1. ubicado en la página 112.

Durante el desarrollo de la investigación se determinó que el procedimiento convencional para la obtención de los parámetros óptimos de coagulación-floculación no fue el adecuado para obtener resultados relevantes en cuanto a la remoción de los principales parámetros de calidad de agua, debido a que la capa de agua que rodea a los coloides hidrofílicos ejercía un efecto protector de la materia orgánica impidiendo su desestabilización.

De acuerdo a las pruebas experimentales, se determinó que el hidróxido de calcio genera un efecto desestabilizador en la materia orgánica, llevándola un rango de pH de 9 – 11, a esta condición la materia orgánica pierde estabilidad logrando formar sólidos suspendidos en el agua residual. La adición del sulfato de aluminio logra aglomerar estos sólidos suspendidos lo suficiente para ser removidos en el proceso de sedimentación. Según los resultados obtenidos, las dosis óptimas del hidróxido de calcio y el sulfato de aluminio fueron de 1200 mg/L y 1100 mg/L respectivamente.

De acuerdo a los resultados obtenidos para el tratamiento del efluente de aguas residuales de una industria de producción de colorantes orgánicos, se obtuvieron eficiencias del 52.04% en DQO y 59.78% en la DBO y un pH de 7.1.

En el estudio también se desarrolló la investigación del proceso biológico como tratamiento posterior (Ver 5.4.2), con la finalidad de mejorar la calidad del agua residual tratada en el proceso fisicoquímico, obteniendo remociones de Demanda química de oxígeno en un 88.37%.

ABSTRACT

The present study provides an alternative for treating industrial wastewater containing organic matter through physicochemical processes coagulation - flocculation. Due to the current problems posed by industries in the proper handling of wastewater and the difficulties in the type of treatment arises the need for this study.

Organic matter generally occurs in suspensions comprising hydrophilic true solutions, either large molecules or aggregations of smaller molecules (called micelles), whose dimensions are within the colloidal limits. Hydrophilic colloids, because hydrated layers that surround them, not destabilized by considerations such as depression of the electrical double layer. However, hydrophilic colloids carry a surface charge although the effective range of influence may be limited in some cases within the hydrated layer.

Unlike the hydrophobic colloids in that puts the forces of gravity, Brownian motion and Van der Waals force; hydrophilic colloids in the origin of the formation of the hydrated layer are hydrogen bridge bonds.

In this study the treatment of industrial wastewater production of organic dyes called anthocyanins through the application of physical-chemical treatment using metal coagulants, based primarily on the search for the method of destabilization present in the wastewater organic matter as did a hydrophilic colloid.

Initially it proposed as a method of destabilization of organic matter pH variation, based on which a relatively low pH achieved hydrated layer be destabilized; since these conditions, the layer does lose OH⁻ ions causing the functional groups of organic matter, humic substances concept used to achieves effectively react with

metal ions of the coagulant used coordinated forming compounds; however, during the investigation, it was possible to gather sufficient information based on research and experimental tests to determine that organic matter under study presents different from the humic substances characteristics, which should be analyzed according to their respective conditions as for their electrokinetic properties.

Before starting this investigation evaluation of reagents commonly used in the treatment of water for human consumption and wastewater developed; such as aluminum sulfate, ferric chloride, calcium hypochlorite; in order to determine the best reagent used in the present study, the results of this preliminary research are shown in 5.1. located on page 112.

During the course of the investigation it was determined that the conventional method to obtain the optimum parameters of coagulation-flocculation was not adequate to obtain relevant results regarding the removal of the main parameters of water quality, because the layer of water surrounding the hydrophilic colloids exerted a protective effect of organic matter preventing its destabilization.

According to experimental tests, it was determined that calcium hydroxide generates a destabilizing effect on organic matter, bringing a pH range of 9 - 11, the condition organic matter loses stability achieving form suspended solids in wastewater. The addition of aluminum sulfate achieves these agglomerating suspended solids enough to be removed in the sedimentation process. According to the results, the optimum doses of calcium hydroxide and aluminum sulfate were 1200 mg / L and 1100 mg / L respectively.

According to the results obtained for the treatment of sewage effluent from a production industry organic dyes, 52.04% efficiencies of COD and BOD 59.78% at pH 7.1 and were obtained.

In the research study biological process it was also developed as a post-treatment (see 5.4.2), in order to improve the quality of treated wastewater in the physico-chemical process, obtaining removal of chemical oxygen demand in a 88.37%.

PRÓLOGO

La aplicación del proceso fisicoquímico, es una alternativa para el tratamiento de aguas residuales industriales con contenido de materia orgánica, que por sus características, la aplicación de procesos biológicos en muchos casos incurriría a deficiencias operacionales.

Actualmente en nuestro país la aplicación de los procesos físico-químicos para la remoción de materia orgánica en aguas residuales industriales aun no son frecuentemente usados; sin embargo, en diferentes países de Europa y América del Norte, ya se vienen desarrollando investigaciones y aplicaciones en las cuales se toman, como punto de partida, el análisis del tipo de partícula que compone la materia orgánica en los efluentes provenientes de cada tipo de proceso de industrial.

En el presente estudio se realizará el tratamiento físico-químico del agua residual de una industria de producción de colorantes orgánicos utilizando sulfato de aluminio como coagulante; para ello, previamente se analizarán las propiedades que presenta la materia orgánica en el agua residual y de esta manera determinar los mecanismos de remoción de los principales parámetros relacionados a la materia orgánica.

En el Primer Capítulo se ha considerado los antecedentes de la investigación donde se justifica el motivo para el desarrollo de este proyecto de investigación.

En el Segundo Capítulo del presente se señalan los principales conceptos preliminares necesarios para el desarrollo a lo largo del informe haciendo mención en primer lugar a las propiedades y características del agua residual industrial utilizada, dando a conocer el proceso productivo de origen; en segundo lugar los parámetros que comprenden en el tratamiento de aguas residuales; y en tercer lugar los procesos fisicoquímicos utilizados en la investigación.

En el Tercer Capítulo se desarrolla el marco normativo de la investigación, el cual brinda los alcances en cuanto a calidad del agua residual después del tratamiento empleado. Además también se ha suministrado información relevante en cuanto a la gestión de aguas residuales de usuarios no domésticos.

En el Cuarto Capítulo se detallan los principales recursos materiales y equipos empleados en los análisis de calidad de agua así como también protocolos requeridos.

En el quinto Capítulo se detalla la interpretación y discusión de los resultados en los experimentos con los reactivos empleados de hidróxido de calcio y sulfato de aluminio para los diferentes parámetros de coagulación y floculación. Estos resultados son parámetros físico-químicos y el parámetro microbiológico de la DBO5.

Finalmente el sexto capítulo señala las conclusiones y recomendaciones necesarias de este estudio que abarco aproximadamente un año.

CAPITULO I

ANTECEDENTES

1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

La aplicación del proceso fisicoquímico en aguas residuales solo se consolidó en las dos últimas décadas, basado en un desarrollo tecnológico intenso de las etapas de coagulación-floculación.

Este desarrollo tecnológico es frecuentemente denominado Tratamiento Primario Avanzado, que ha sido implementado en países de Europa (Noruega, Suecia, Francia, España); Asia (Corea, China) y en Latinoamérica (México, Brasil y Colombia). En Colombia existen dos plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, la PTAR Salitre en la ciudad de Bogotá y la PTAR Cañaveralejo en la ciudad de Cali, en la cual se aplica este tipo de tratamiento avanzado.

Sobre la base de las conclusiones a las que finalizó el estudio de investigación “Tratamiento de agua residual con alta carga orgánica y color provenientes del proceso de vinaza” al aplicar sulfato de aluminio se logró eficiencias del 70% en color y 30% en DQO.

Además de otras investigaciones realizadas acerca de la remoción de la materia orgánica del agua residual industrial desarrollada en estudios mencionados en las referencias bibliográficas

Las experiencias que se han tenido en varias investigaciones anteriormente mencionadas, muestran que el proceso de coagulación-floculación ha ofrecido beneficios económicos y ambientales.

1.2. FORMULACION DEL PROBLEMA

1.2.1. Descripción del problema

El Perú genera aproximadamente 2 217 946 m³ por día de aguas residuales descargadas a la red de alcantarillado de las EPS Saneamiento. El 32% de estas recibe tratamiento.

Se estima que en Lima existen 7 mil Industrias y 45 mil comercios relacionados a los rubros de camales, textiles, metalmecánica, supermercados, cerámicos, industria de cueros, bebidas gaseosas, bebidas alcohólicas, pinturas, productos alimentarios, empresas pesqueras, papeleras, crianza de animales, restaurantes, lavanderías, entre otros.

Los procesos industriales generan aguas residuales que por su contenido causan el deterioro de las instalaciones, infraestructura sanitaria, maquinarias y equipos, imposibilitando el adecuado funcionamiento de los sistemas de alcantarillado y tratamiento de las aguas residuales.

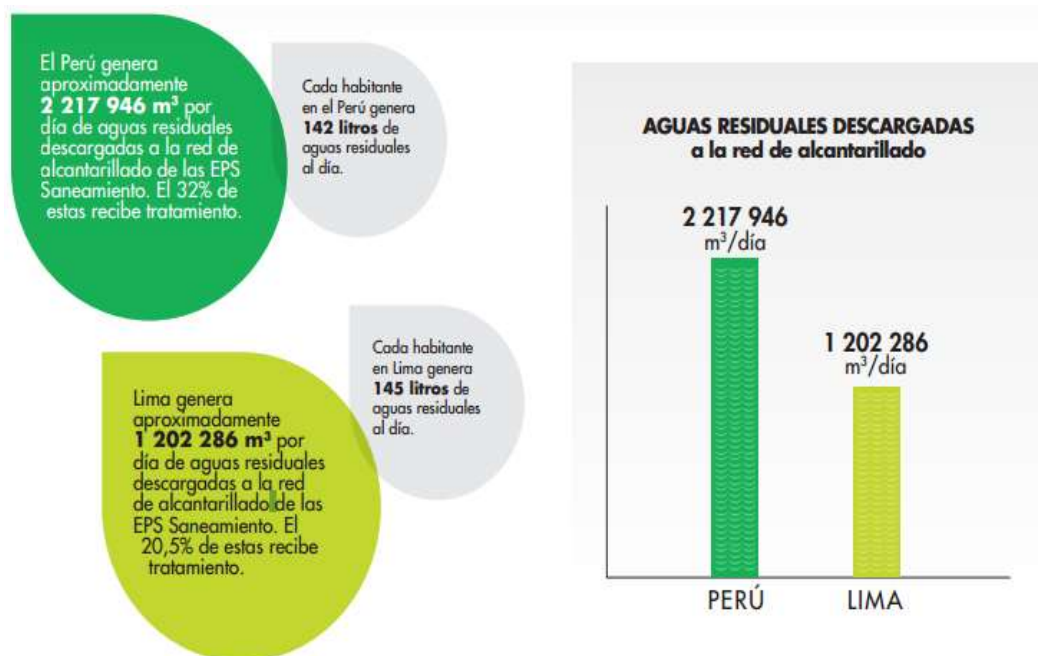


Figura 1.1. Generación de Aguas residuales en el Perú – Fuente OEFA.

Las principales dificultades que poseen las industrias respecto a la selección y operación de sus sistemas de tratamientos son:

- No se han previsto áreas suficientes para la instalación de sus sistemas de tratamiento.
- Valores extremos de pH y altas temperaturas de la descarga de aguas residuales.
- Elevado contenido de componentes inhibidores de crecimiento biológico, imposibilitando la utilización de procesos de tratamiento biológicos.

En industrias de producción de alimentos, la cantidad de materia orgánica presente en sus aguas residuales alcanza valores altos de DQO y DBO, alcanzando valores en un rango de 3000 a 10000 mg/L de DQO (Lawrence K. Wang, 2004); por tal, la propuesta de un proceso de tratamiento físico químico para la remoción de materia orgánica, sería una alternativa de solución para las principales dificultades en selección y operación de sistemas de tratamiento en las industrias.

1.2.2. Planteamiento del problema

La materia orgánica presente en aguas residuales industriales, en general, son coloides hidrofílicos, que en el medio acuoso, se encuentran estables debido a la formación de la capa hidratada que las rodea; debido a esta diferencia respecto a los coloides hidrofóbicos, es que en este estudio se propone un método físico químico para la desestabilización de esta capa.

Determinados agentes químicos pueden remover contaminantes orgánicos de aguas residuales industriales a través de desestabilización de la capa hidrofílica; no obstante aún no se ha desarrollado investigaciones más profundas sobre el proceso de desestabilización de los coloides hidrofílicos, además de la obtención de los parámetros óptimos para la aplicación de coagulantes y el efecto de la variación del pH.

Los productos químicos utilizados en este estudio son el sulfato de aluminio como coagulante y el hidróxido de calcio hidratado como modificador de pH y desestabilizador del coloide hidrofílico.

1.3. JUSTIFICACIÓN

En nuestro país, donde el desarrollo industrial continúa incrementándose, se nota claramente un crecimiento en los niveles de contaminación, dañando los ecosistemas aledaños y la infraestructura sanitaria por la descarga de los efluentes industriales sin tratamiento previo ni control de las autoridades correspondientes. A pesar de la normativa existente, esta no se ejecuta en todas las industrias por razones económicas, técnicas, operativas y administrativas, entre otras.

Resolver el problema planteado no pasa solamente por el control, supervisión y sanción a las empresas generadoras de efluentes (principalmente agua y materia orgánica), requiere además, debido a su gran diversidad, de una investigación propia para desarrollar tratamientos específicos, accesibles y económicos que puedan ser adoptados por cada tipo de industria.

A pesar de los importantes logros en la búsqueda de una mayor eficiencia y productividad de los procesos químicos, el tratamiento de efluentes industriales que contienen contaminantes orgánicos es todavía un serio problema a resolver. Los efluentes provenientes de una gran variedad de industrias químicas, petroquímicas y farmacéuticas contienen compuestos orgánicos, como fenoles, bencenos, alcoholes, aminas, éteres y derivados aromáticos clorados, que son tóxicos y peligrosos, tanto para su descarga al medio ambiente, como para su almacenamiento.

En la mayoría de los casos, estos efluentes son refractarios al tratamiento biológico, es decir, compuestos resistentes a la degradación microbiana. Por lo que la biodegradación directa del efluente no constituye una verdadera alternativa.

Por ello una alternativa especialmente relevante es el tratamiento con agentes químicos que transforman los contaminantes orgánicos y con esto garantizar una descarga segura del efluente industrial protegiendo los cuerpos de agua y los sistemas de alcantarillado.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. Objetivos Principales

- Remover la materia orgánica presente en aguas residuales industriales utilizando el proceso físico-químico y la aplicación de la desestabilización de la capa hidrofílica.

1.4.2. Objetivos Secundarios

- Evaluar el comportamiento del uso de coagulantes en la remoción de materia orgánica de agua residual industrial.
- Determinar los parámetros óptimos en el proceso de coagulación-floculación en la remoción de materia orgánica en el tratamiento de aguas residuales industriales.
- Observar la remoción de los diferentes parámetros del agua residual tratada a partir de prueba de jarras.
- Explicar el proceso físico-químico producido en la remoción de materia orgánica.
- Remover la materia orgánica a través del proceso físico-químico con la finalidad de producir un efluente con características apropiadas para descarga al sistema de alcantarillado.

1.5. HIPOTESIS

Se remueve materia orgánica en aguas residuales industriales a través de la desestabilización de la capa hidrofílica que la rodea por medio de la adición un agente químico previo al proceso fisicoquímico de coagulación-floculación.

1.6. VARIABLES DEL ESTUDIO

Dado que la presente tesis pretende explicar experimentalmente y en función a teorías las hipótesis planteadas, las variables e indicadores han sido clasificadas en el siguiente orden:

1.6.1. Variables Dependientes

Referido a aquellas características que sufren alteraciones por efecto de las variables independientes. Para el presente estudio las variables dependientes corresponden a:

- Dosis de coagulantes
- Dosis de ayudante de coagulación
- Remoción de materia orgánica (DQO, SSV, SDV)

1.6.2. Variables Independientes

Referido a aquellos factores cuya modificación origina la alteración de las variables dependientes. Para el presente estudio las variables independientes corresponden a:

- Color
- Solidos suspendidos totales
- Turbiedad
- Demanda bioquímica de oxígeno en el afluente.

1.6.3. Variables Intervinientes

- Temperatura
- pH

CAPITULO II

MARCO TEORICO

Este capítulo pone en consideración los fundamentos científicos necesarios empleados como base para el desarrollo de este estudio, los mismos que han sido extraídos de libros, investigaciones afines, revistas científicas y publicaciones en internet. De tal manera que aquellos lectores e investigadores interesados tengan una percepción clara de los términos que se manejaron como íconos en el proceso investigativo.

2.1. AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

También llamada agua residual no doméstica, es una descarga de líquidos producidos por una actividad económica comercial e industrial, distintos a los generados como producto de la preparación de alimentos, del aseo personal y de desechos fisiológicos.

Las aguas residuales industriales son el descarte acuoso que resulta de la utilización de agua en un proceso industrial de fabricación o de actividades de limpieza que se llevan a cabo junto con el proceso.

2.2. CONSTITUYENTES DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

El principal objetivo del tratamiento de aguas residuales es eliminar las sustancias disueltas o suspendidas en agua. El mejor enfoque para la elaboración de un eficaz y eficiente método de tratamiento de aguas residuales industriales es examinar aquellas propiedades del agua y de las sustancias disueltas o en suspensión que habilitan o causan la disolución o suspensión,

para luego deducir las pautas químicas o acciones físicas que revertirán esos procesos.

Las aguas residuales se pueden describir como una mezcla de sustancias indeseables, o "contaminantes", en el agua.

Si la mezcla es estable, los contaminantes no sedimentan fácilmente en condiciones de reposo bajo la influencia de la gravedad; y uno o más procesos de tratamiento, excepto sedimentación simple, debe ser utilizado para hacer que el agua sea adecuada para ser dispuesta al medio ambiente. La clave para la determinación de un proceso de tratamiento eficiente radica en la capacidad de reconocer que fuerzas son responsables de la estabilidad de la mezcla. A continuación se describe cinco tipos de mezclas: (1) soluciones verdaderas, donde surge la estabilidad a través de enlaces de hidrógeno entre las moléculas de agua y la carga eléctrica asociada con cada ion; (2) emulsiones, causada por agentes emulsionantes, donde la estabilidad es proporcionada por un agente, tal como un detergente, que une pequeñas gotitas de una sustancia líquida al agua, es decir, que contiene una porción del agente disuelto en el agua y otro disuelto en las gotas de líquidos suspendidos contaminantes; (3) emulsiones en las que la estabilidad de una mezcla de pequeñas gotitas de un líquido contaminante en el agua surge de la repulsión provocada por cargas eléctricas iguales en la superficie de cada gota; (4) suspensiones coloidales, en el que pequeñas partículas de un sólido insoluble se mantienen lejos entre sí por las fuerzas repulsivas, como cargas eléctricas en la superficie de cada partícula; y (5) soluciones en la que los iones, que normalmente son insolubles en agua, prevalecen bajo condiciones en la solución, llamada agentes quelantes.

2.3. INDUSTRIA DE PRODUCCIÓN DE COLORANTES

En la actualidad la industria alimentaria emplea los colorantes alimentarios con el objeto de modificar las preferencias del consumidor. El color es uno de los principales atributos para la preferencia de un alimento. Los Colorantes Naturales se obtienen por la extracción de materia de origen vegetal o animal o son colorantes inorgánicos de procedencia mineral. Por ser productos de

extracción en general no son productos puros sino que se obtienen mezclados con otros componentes del material de partida que pueden ser grasas, carbohidratos o proteínas; sin embargo en algunos casos se ha llegado al aislamiento del colorante puro. Dependiendo del colorante puede presentarse en forma hidrosoluble, oleo soluble o en ambas.

La aparición de los colorantes sintéticos, por su amplio rango de colores, su estabilidad y su mayor poder colorante, relegó temporalmente los colorantes naturales a un uso muy restringido. Sin embargo, actualmente, los colorantes naturales experimentan un nuevo auge debido al interés de los consumidores por los productos naturales.

Los colorantes son sustancias que pueden tener un origen natural se usan para potenciar el color de algunos alimentos, debido a que el alimento ha sufrido pérdida de color durante el tratamiento industrial o para hacerlo más atractivo. Podría definirse igualmente como aquellas sustancias que añaden color a un alimento incluyendo componentes naturales. Se trata de extraer por métodos físicos o químicos los pigmentos que se usarán con fines nutritivos o para dar aroma. Todos llevan un número que los identifica en Europa el número va precedido de la letra E.

De esta forma se clasifican en:

Categoría A: Colorantes admitidos para uso alimentario. Categoría B: Colorantes que no han sido lo suficientemente estudiados para ser incluidos en la categoría A. Categoría C-I: Colorantes no estudiados de forma exhaustiva, pero de los cuales ya se tienen bastantes datos obtenidos de los ensayos de larga duración. Categoría C-II: Colorantes con datos inadecuados para su evaluación, pero no se conocen resultados de los ensayos de toxicidad de larga duración, como para relacionarlos con procesos cancerígenos. Categoría C-III: Colorantes de los cuales se tienen pocos datos para evaluarlos, pero que son suficientes como para relacionarlos con efectos perjudiciales para la salud. Categoría D: Colorantes de los cuales se desconocen casi por completo, datos referentes a su posible toxicidad. En la etiqueta debe constar el tipo de colorante, en caso de que el alimento lo contenga.

2.3.1. Camote morado

El camote morado (*Ipomoea batatas*), llamada comúnmente boniato, batata, chaco, papa dulce o camote es una planta de la familia Convolvulaceae, cultivada en gran parte del mundo por su raíz tuberosa comestible. El camote es uno de los 3 cultivos tuberosos más importantes a nivel mundial y es uno de los más consumidos en los países en vías de desarrollo. Esta raíz originaria de los trópicos de América Central, Sudamérica y la selva peruana, ha sido domesticada y cultivada desde hace 8,000 años en el departamento de Ayacucho, habiéndose hallado representaciones de camote en numerosos ceramios precolombinos y restos de las raíces tuberosas en algunas tumbas. Los agricultores han sabido mantener la diversidad genética de la especie, sin embargo, la creación de técnicas modernas de cultivo la pone en peligro.



Figura 2.1. Camote morado utilizado en producción de Antocianinas

2.3.1.1. Distribución y siembra

En el Perú, el camote se distribuye en la costa sierra y selva, prefiriendo los climas tropicales y templados, pudiéndose encontrar desde el nivel del mar, hasta los 2,200 msnm. Desarrolla bien a temperaturas entre 15 y 28°C y con

fotoperiodos largos. El mejor suelo para el camote es el fresco, arenoso y bien drenado; sin embargo, si las condiciones de clima son apropiadas, puede cultivarse en diversos suelos con buenos resultados. En los arenosos y con escasa fertilidad se obtienen rendimientos adecuados. En los muy ricos se produce mucho crecimiento vegetativo y las raíces son, a veces, muy grandes e irregulares, lo que reduce su valor comercial. Se considera como suelo ideal para el camote el que posee un horizonte A limo-arenoso, de 30 a 60 cm de espesor, y un horizonte B areno-arcilloso friable, que evita la pérdida de humedad y los nutrimentos, pero sin causar un estancamiento del agua. Es una planta muy tolerante a las variaciones en la acidez del suelo, pudiendo desarrollarse bien en niveles de pH que oscilan entre 4,5 y 7,5, siendo el rango de pH óptimo entre 5,6 y 6,5.

La siembra es muy fácil, es mediante el sistema más simple, en el cual en el suelo ya preparado se abre un surco con el arado, se colocan las guías sobre un costado del mismo y se les tapa la base con una segunda pasada. El camote es una planta muy rústica, por eso casi no se aplica ningún fertilizante si los suelos son bien preparados. Los suelos ricos en nitrógeno y materia orgánica son inadecuados para el camote ya que provoca el excesivo desarrollo del follaje, conocido como "vicio".

El camote es bastante resistente a la sequía, pudiendo cultivarse sin riego aun en donde la precipitación pluvial es moderada. El período crítico para la sobrevivencia de los cultivos implantados por medio de esquejes no enraizados ocurre durante la primera semana después de la siembra, que es cuando el suelo debe ser mantenido húmedo, efectuándose riegos leves y frecuentes para evitar la deshidratación del material vegetal hasta que se formen las raíces. Después del inicio de las brotaciones los riegos pueden ser más espaciados, dependiendo del tipo de suelo, y deben mantenerse hasta los 40 días después de la siembra, para promover un buen prendimiento del material vegetativo y un buen desarrollo de la masa aérea. En términos prácticos, se recomienda regar dos veces por semana hasta los 20 días, una vez por semana de los 20 a los 40 días, y cada dos semanas después de los 40 días hasta la cosecha. El camote posee un sistema radicular profundo (75 a 90 cm) y ramificado, lo que le

posibilita explorar un mayor volumen de suelo y absorber agua en capas más profundas que la mayoría de los cultivos de ciclo corto. El aporque es necesario, tiene por objeto mantener alto y bien formado el bordo, que se aplasta por efecto de las lluvias y de las desyerbas; se lo efectúa en los primeros 40 días de iniciado el cultivo, antes de que las guías cubran los entre-surcos. El mantener el bordo alto facilita la expansión de los camotes y un mayor rendimiento.

2.3.1.2. Propiedades

La variedad del camote morado, se ha descubierto sus propiedades anticancerígenas y antienvjecimiento. El pigmento morado proviene de la antocianina, que reduce el riesgo de desarrollar cáncer, e inclusive puede contrarrestar ciertos tipos de esta enfermedad. Científicos de la Universidad de Kansas emplearon dos clases de antocianina para tratar el cáncer de colon y descubrieron que el pigmento morado redujo el crecimiento de células carcinógenas.

El color morado es rico en antocianinas, sustancia orgánica de gran capacidad antioxidante que según estudios de la Universidad Estatal de Kansas, mencionado también por el Centro de Investigación de la Papa, previenen el cáncer de colon y el envejecimiento. Facilita además la evacuación intestinal ya que es rico en fibra hasta 2 gramos por cada 100 gramos de pulpa. Si consumimos la cáscara, el aporte de fibra es significativamente mayor.

2.3.2. Producción de colorante orgánico: Antocianina

En la actualidad existe una demanda considerable de colorantes naturales alternativos a los colorantes sintéticos, como el rojo No. 40, debido a su toxicidad en alimentos, cosméticos y productos farmacéuticos. Las antocianinas son pigmentos vegetales con gran potencial para el reemplazo competitivo de colorantes sintéticos; por tanto es de gran importancia conocer los aspectos bioquímicos que enmarcan estos pigmentos.

Las antocianinas son pigmentos responsables de la gama de colores que abarcan desde el rojo hasta el azul de muchas frutas, vegetales y cereales. El interés en estos pigmentos se ha intensificado gracias a sus posibles efectos terapéuticos y benéficos, dentro de los cuales se encuentran la reducción de la enfermedad coronaria, los efectos anticancerígenos, antitumorales, antiinflamatoria y antidiabética; además del mejoramiento de la agudeza visual y del comportamiento cognitivo. Las propiedades bioactivas de las antocianinas abren una nueva perspectiva para la obtención de productos coloreados con valor agregado para el consumo humano

Las antocianinas representan el grupo más importante de pigmentos hidrosolubles detectables en la región visible por el ojo humano (Strack y Wray, 1994). Estos pigmentos son responsables de la gama de colores que abarcan desde el rojo hasta el azul en varias frutas, vegetales y cereales, y se encuentran acumulados en las vacuolas de la célula (Wagner, 1982). Las antocianinas poseen diferentes funciones en la planta como son la atracción de polinizadores para la posterior dispersión de semillas y la protección de la planta contra los efectos de la radiación ultravioleta y contra la contaminación viral y microbiana. El interés por los pigmentos antociánicos y su investigación científica se ha incrementado en los últimos años, debido no solamente al color que confieren a los productos que las contienen sino a su probable papel en la reducción de las enfermedades coronarias, cáncer, diabetes; a sus efectos antiinflamatorios y mejoramiento de la agudeza visual y comportamiento cognitivo. Por lo tanto, además de su papel funcional como colorantes, las antocianinas son agentes potenciales en la obtención de productos con valor agregado para el consumo humano. A pesar de las ventajas que ofrecen las antocianinas como sustitutos potenciales de los colorantes artificiales, factores como su baja estabilidad y la falta de disponibilidad de material vegetal limitan su aplicación comercial (Wrolstad, 2000; Cevallos-Casals y Cisneros Zeballos, 2004). El objetivo de esta revisión es ofrecer un esquema actualizado sobre el potencial de las antocianinas como colorantes de origen natural, además de sus propiedades químicas y bioactivas.

Tabla 2.1. Contenido antocianinas de algunas frutas y verduras comunes.

Fuente	Contenido de pigmento (mg /100g peso fresco)
Ciruela	5 - 25
Cebollas Rojas	7 - 21
Rábanos Rojos	11 - 60
Fresas	15 - 35
Frambuesas	20 - 60
Col rojo	25
Arándanos	25 - 495
Moras	83 - 326
Arándanos agrios	60 - 200
Uvas	6 - 600
Camote de pulpa púrpura	84 - 174

Fuente: Timberlake (1988), Mazza and Miniati (1993), Giusti et al. (1998) y Steed-Truong (2008).



Figura 2.2. Camote morado utilizado en producción de Antocianinas.

El proceso productivo del cual fue tomado el presente estudio se describe en forma esquemática general en la Figura 2.3.

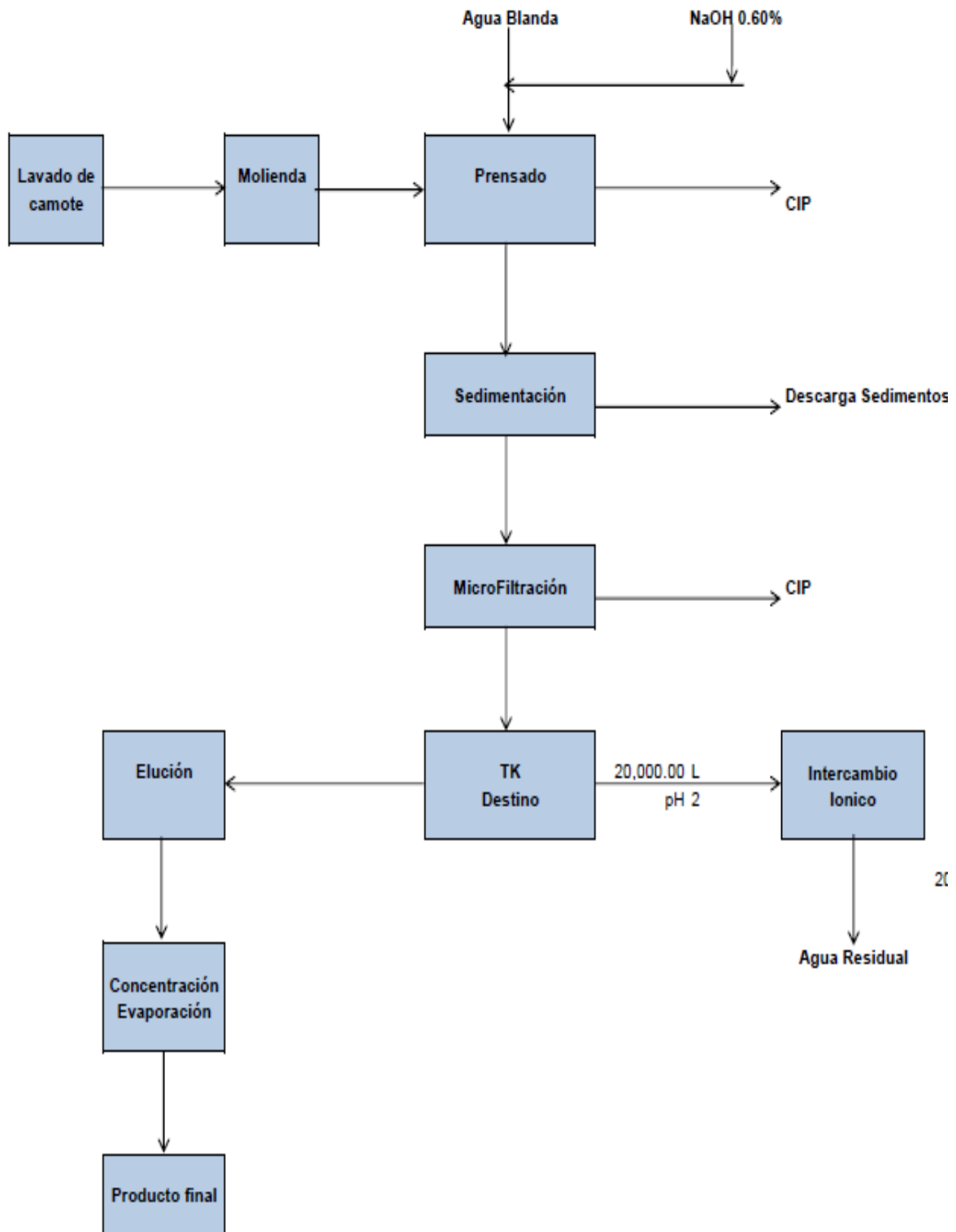


Figura 2.3. Proceso de producción para la obtención de Antocianinas.

2.3.3. Las antocianinas como colorantes naturales

La creciente preocupación por la toxicidad de los colorantes sintéticos usados en alimentos, cosméticos y productos farmacéuticos ha sido investigada por Hallagan, 1991, y Lauro, 1991, quienes reportaron que los colorantes rojo No. 2 y No. 40 se han prohibido en Austria, Japón, Noruega y Suecia, pero el rojo No. 40 aún se encuentra en escrutinio en Estados Unidos. Al mismo tiempo, dichos hallazgos se relacionan con modificaciones en la hiperactividad de niños de edad escolar lo cual puede considerarse un mal neuronal agudo (Breakey et al., 2002; McCann et al., 2007). Tales antecedentes son indicios suficientes para disminuir la demanda de colorantes artificiales a favor del consumo generalizado de colorantes naturales como las antocianinas (Huck y Wilkes, 1996; Birks, 1999; Ersus y Yurdagel, 2007; Olaya et al., 2008; Wallace y Giusti, 2008).

Las políticas regulatorias en cuanto al uso de colorantes derivados de las antocianinas varían de país a país (Ottersäater, 1999). Estados Unidos es el país más restrictivo en cuanto al uso de las antocianinas como colorantes naturales. Allí, cuatro de los 26 colorantes que están exentos de certificación y aprobados para el uso en alimentos se derivan de la cáscara de la uva, del extracto de la uva, del jugo de vegetales y del jugo de frutas. Las fuentes más comunes de jugo de vegetales son el repollo morado, los rábanos y diferentes variedades de bayas (Wrolstad, 2004). En contraste, en la Unión Europea, Chile, Colombia, Irán, Israel, Corea del Sur, Malta, Perú, Arabia Saudita y los Emiratos Árabes todos los colorantes derivados de las antocianinas son reconocidos como naturales (Ottersäater, 1999).

2.3.4. Estructura de las antocianinas y color

Las antocianinas son glucósidos de antocianidinas, pertenecientes a la familia de los flavonoides, compuestos por dos anillos aromáticos A y B unidos por una cadena de 3C. Variaciones estructurales del anillo B resultan en seis antocianidinas conocidas (Fig. 2.4).

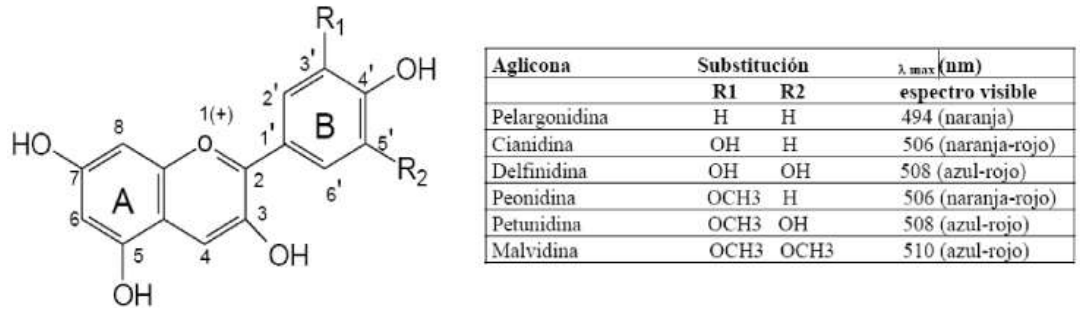


Figura 2.4. Estructura y sustituyentes de las Antocianinas (Fuente: Durst y Wrolstad, 2001).

El color de las antocianinas depende del número y orientación de los grupos hidroxilo y metoxilo de la molécula. Incrementos en la hidroxilación producen desplazamientos hacia tonalidades azules mientras que incrementos en las metoxilaciones producen coloraciones rojas.

En la naturaleza, las antocianinas siempre presentan sustituciones glicosídicas en las posiciones 3 y/o 5 con mono, di o trisacáridos que incrementan su solubilidad. Dentro de los sacáridos glicosilantes se encuentran la glucosa, galactosa, xilosa, ramnosa, arabinosa, rutinosa, soforosa, sambubiosa y gentobiosa. Otra posible variación en la estructura es la acilación de los residuos de azúcares de la molécula con ácidos orgánicos. Los ácidos orgánicos pueden ser alifáticos, tales como: malónico, acético, málico, succínico u oxálico; o aromáticos: p-coumárico, caféico, ferúlico, sinápico, gálico, o p-hidroxibenzóico. Stintzing et al., 2002, demostraron que el tipo de sustitución glicosídica y de acilación producen efectos en el tono de las antocianinas; es así como sustituciones glicosídicas en la posición 5 al igual que acilaciones aromáticas, producen un desplazamiento hacia las tonalidades púrpura.

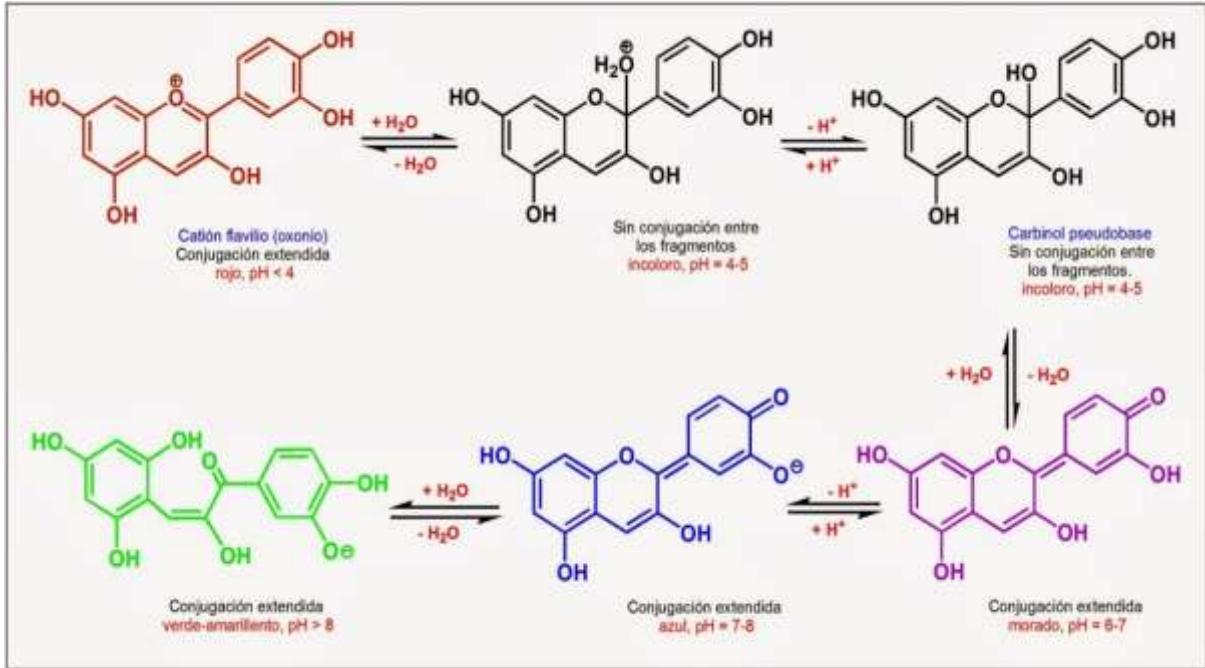


Figura 2.5. Transformaciones moleculares en función del pH para la cianidina.

2.3.5. Factores químicos que determinan el color y la estabilidad de las antocianinas

A pesar de las ventajas que las antocianinas ofrecen como posibles sustitutos de los colorantes artificiales, su incorporación a matrices alimenticias o productos farmacéuticos y cosméticos son limitadas debido a su baja estabilidad durante el procesamiento y el almacenamiento (Wrolstad, 2000; Cevallos-Casals y Cisneros Zeballos, 2004). Factores como su misma estructura química, pH, concentración, temperatura, presencia de oxígeno y ácido ascórbico, y actividad de agua de la matriz determinan la estabilidad del pigmento.

El pH tiene efecto en la estructura y la estabilidad de las antocianinas (Fig. 3). La acidez tiene un efecto protector sobre la molécula. En soluciones acuosas a valores de pH inferiores a dos, básicamente 100% del pigmento se encuentra en su forma más estable o de ión oxonio o catión flavilio (AH^+) de color rojo intenso. A valores de pH más altos ocurre una pérdida del protón y adición de agua en la posición 2, dando lugar a un equilibrio entre la pseudobase carbinol o hemicetal (B) y la forma chalcona (C), o de cadena abierta. Tanto el hemicetal como la chalcona, son formas incoloras y bastante inestables. A valores de pH superiores

a siete se presentan las formas quinoidales (A, A) de color púrpura que se degradan rápidamente por oxidación con el aire (Hutchings, 1999).

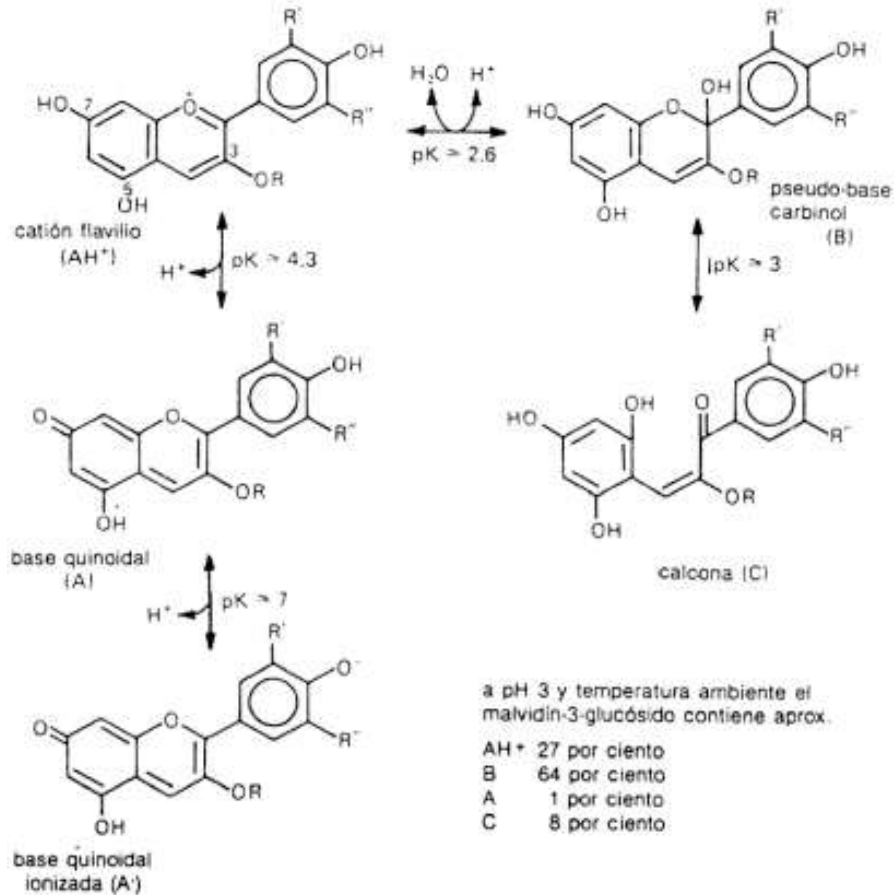


Figura 2.6. Estructura de las antocianinas a diferentes valores de pH (Coultate, 1984).

El uso de Capilaridad Electroforética (CE) en la separación de las antocianinas es bastante reciente, escaso y prometedor debido a la alta hidrosolubilidad de estos compuestos. CE es una técnica adecuada para la separación de las antocianinas, identificación y cuantificación. Se informó que el primer análisis de antocianinas por la CE en 1996 (Brida, García - Viguera, y Tomás - Barberán, 1996). Debido a la inestabilidad de las antocianinas a pH básico, la resolución y sensibilidad del método eran muy bajas y los autores fueron capaces de obtener resultados sólo para altas concentraciones de antocianinas.

2.4. REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

La remoción de materia orgánica es de gran importancia sanitaria, ya que su presencia en grandes cantidades perjudica la calidad de los cuerpos de agua y los procesos de tratamiento en las grandes Plantas de tratamiento. La materia orgánica puede ser encontrada en forma de sólidos sedimentables, como sólidos en suspensión o como compuestos disueltos.

La materia orgánica en el agua residual está presente en forma de coloides con características que difieren de las partículas encontradas en las aguas superficiales, a continuación se realizara una detallada comparación entre ambos tipos de coloides y se mencionaran sus características principales.

2.4.1. Coloides

Las partículas coloidales en el agua por lo general presentan un diámetro entre 1 y 1.000 milimicrómetros y su comportamiento depende de su naturaleza y origen.

En términos generales, los denominados coloides presentan un tamaño intermedio entre las partículas en solución verdadera y las partículas en suspensión. La figura 2.7 ilustra sobre el tamaño aproximado de las partículas y su distribución. Es necesario hacer notar, sin embargo, que en el caso de los coloides, sus dimensiones las define la naturaleza de los mismos.

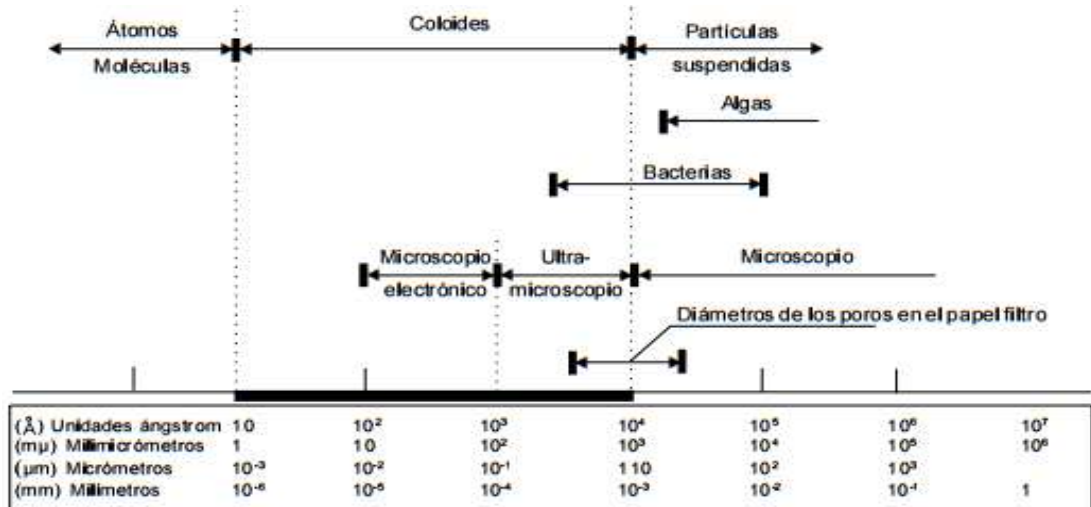


Figura 2.7. Distribución de tamaños de partículas en el agua.

El agua consta de tres tipos principales de impurezas: físicas, químicas y biológicas. Desde el punto de vista físico se puede decir que los sólidos totales que son impurezas del agua se pueden clasificar como partículas no filtrables o en suspensión, filtrables o disueltas y una tercera posibilidad es el caso intermedio que corresponde a los coloides. En general los coloides no tienen un límite fijo de tamaño y se suelen estudiar bajo un enfoque fisicoquímico desde el punto de vista de sus propiedades. Un material coloidal puede tardar muchos años en sedimentar; por tanto es importante cambiar esta condición.

Los coloides forman suspensiones estables, por lo que es casi imposible su sedimentación natural; también son sustancias responsables de la turbiedad y del color del agua.

Los sistemas coloidales presentan una superficie de contacto inmensa entre la fase sólida y la fase líquida; éstas poseen normalmente una carga eléctrica negativa situada sobre su superficie. Estas cargas llamadas cargas primarias, atraen los iones positivos del agua, los cuales se adhieren fuertemente a las partículas y atraen a su alrededor iones negativos acompañados de una débil cantidad de iones positivos.

Los iones que se adhieren fuertemente a la partícula y se desplazan con ella, forman la capa adherida o comprimida, mientras que los iones que se adhieren débilmente constituyen la capa difusa, por lo tanto hay un gradiente o potencial electrostático entre la superficie de la partícula y la solución, llamado Potencial Zeta.

2.4.1.1. Propiedades de los coloides

Los coloides pueden estudiarse bajo una serie de propiedades. Las principales se presentan a continuación:

- **Propiedades cinéticas:**

Movimiento Browniano: movimiento constante e irregular de los coloides.

Difusión: dispersión por alta energía cinética. Responde a la ley de Fick.

$$\frac{dm}{dt} = -AD \frac{dc}{dx}$$

Donde:

A: área

D: coeficiente de difusión

m: masa

t: tiempo

c: concentración

x: dirección de difusión

Presión Osmótica: Presión hidrostática que iguala dos medios (agua y sistema coloidal). El paso de agua iguala las concentraciones en ambos medios separados por una membrana semipermeable.

- ***Propiedades ópticas:***

Dispersión de la luz (efecto de Tyndall - Faraday): La dispersión de la luz es proporcional al tamaño de las partículas.

Opalescencia: Las soluciones coloidales son incoloras generalmente. Sin embargo algunas pueden ser coloreadas. Esto depende de la diseminación de la luz y a la adsorción selectiva bajo cierta longitud de onda.

- ***Propiedades de Superficie: adsorción***

La superficie específica de los coloides en general es muy alta ya que las partículas son muy pequeñas. Esto permite que tengan una gran capacidad de adsorción de sustancias.

- ***Propiedades electrocinéticas: electroforesis***

En este sentido se dice que los coloides en general tienen carga eléctrica y por tanto pueden ser afectados por campos eléctricos. Estas cargas pueden explicarse por la presencia de imperfecciones en la superficie de la estructura reticular. Puede también existir ionización y por tanto la superficie de los coloides puede ionizarse (los grupos funcionales probables de sufrir ionización son: -OH, -COOH, -OPO₃H₂ y -SH) y por último puede haber adsorción preferencial de iones en la superficie de los coloides o bien haber ligandos de coordinación.

2.4.1.2. Estabilidad y desestabilización de los coloides

Los coloides son normalmente estables en solución. En general priman los factores estabilizantes sobre los desestabilizantes. Entre los factores estabilizantes se cuentan a todas las fuerzas o fenómenos que generan repulsión entre ellos y por tanto, las fuerzas electrostáticas y la hidratación son favorables. Las fuerzas de atracción, en cambio, cumplen un papel opuesto y los

desestabilizan. **Entre ellas la gravedad, el movimiento Browniano y las fuerzas de Van der Waals.** Obviamente algunos fenómenos afectan el sistema mucho más que otros. Por ejemplo la influencia de la gravedad es despreciable. La estabilidad de una dispersión coloidal está relacionada con la teoría de la interacción energética entre las partículas como una función de su distancia. Además de las fuerzas electrostáticas de repulsión entre los coloides, pueden actuar las fuerzas de Van der Waals que son fuerzas de atracción originadas por acción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas. Las fuerzas de Van der Waals son independientes de la carga neta de los coloides y no varían con el pH o con otras características de la fase acuosa, pero sólo actúan a distancias muy pequeñas. Al acercarse dos partículas la fuerza de repulsión aumenta para mantenerlas separadas. Si se acercan lo suficiente y sobrepasan la barrera de energía, entonces la fuerza de atracción de Van der Waals predominará y las partículas podrán unirse. Cuando se obtiene esta condición se dice que el coloide se ha desestabilizado.

2.4.1.3. Tipos de coloides de acuerdo con su comportamiento en el agua

Para coloides en general, es común referirse a los sistemas coloidales como hidrófobos o suspensores cuando repelen el agua, e hidrófilos o emulsores cuando presentan afinidad con ella.

Obviamente, los coloides hidrófobos no repelen completamente al agua, pues una película de ella es absorbida por los mismos.

Los coloides hidrofílicos comprenden soluciones verdaderas, ya sea de moléculas grandes o de agregados de moléculas pequeñas (llamados micelas), 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, almidones y otras macromoléculas. Las diferencias de opinión entre los investigadores sobre la naturaleza del color orgánico en el agua, solución verdadera o coloide, pueden resolverse si consideramos que el color orgánico es un coloide hidrofílico compuesto de moléculas grandes en solución. Las soluciones de coloides hidrofílicos y las de moléculas más pequeñas difieren únicamente en que, por su

tamaño, las moléculas pequeñas o micelas tienen diferentes propiedades y suponen distintas técnicas de estudio.

2.4.1.4. Coloides Hidrofilicos

Si en la formación de una suspensión, las partículas dispersas tienen una atracción hacia las moléculas del medio de dispersión, es decir el agua, cada partícula dispersa adsorbe una capa continua de moléculas del disolvente en su superficie.

Los fuerza de accionamiento usual involucrado en la formación de una suspensión hidrofílica es la reducción de la energía libre en el sistema como resultado de la fuerte unión entre las moléculas del agua y las partículas dispersas que entre las propias moléculas del agua. Esta capa adsorbida sirve como una capa protectora para cada uno de las partículas dispersas, lo que constituye el factor principal de estabilidad de la suspensión. Adicionalmente la estabilidad puede ser el resultado de la repulsión de cargas electrostáticas en cada partícula, si grupos químicos sobre estas partículas se ionizan, o si los iones son adsorbidos sobre las superficies de la partículas de la solución. Estas cargas se originan de una manera similar a las suspensiones hidrofóbicas, pero son mucho menos importantes para la estabilidad de las suspensiones hidrofílicas que para las suspensiones hidrofóbicas.

El principal factor de estabilización en el caso de coloides hidrofílicos es la fuerza ejercida sobre solvatación las partículas (no sobre los iones en la capa difusa) por el medio acuoso. La repulsión electrolítica entre las partículas, aunque de menor importancia para la estabilización total de la fuerza, también debe ser tratada para la coagulación de un sistema coloidal hidrofílico. Dos métodos pueden ser empleados para destabilizar a los coloides hidrofílicos. **En el primer método, un líquido puede ser añadido al sistema que es a la vez un mal disolvente para la partícula en suspensión y altamente miscible con el agua.**

Cuando esto sucede, el coloide ya no es capaz de formar enlaces con el agua por lo que el principal factor estabilizante es removido. Este proceso se denomina "coacervación."

El otro método es añadir una sustancia, tal como una sal de sulfato, que pueden formar enlaces más fuertes con el agua, que el agua con los coloides suspendidos. Cuando se hace esto, la sal añadida remueve efectivamente la capa hidratada de la superficie del coloide, logrando nuevamente destruir el principal factor de estabilización.

Este proceso se conoce como "Salting out." Este es el mecanismo de desestabilización utilizado actualmente, así como también el efecto global de estos dos métodos finalmente es el mismo. En cada caso, el medio acuoso es capaz de formar enlaces más fuertes (por lo tanto disminuir su energía) con el aditivo que con los coloides dispersos. Si las partículas no llevan ninguna carga neta en este punto, es decir, tienen un potencial zeta cero o un valor muy pequeño, estos flocularan y serán separados del medio acuoso, una vez que la coacervación haya sido logrado.

Si estos poseen una carga neta, lo que resulta en un potencial zeta significativo y por lo tanto las fuerzas repulsivas son más fuertes que las fuerzas de atracción de Van Der Waal, los coloides no coagularan, por lo cual permanecerán en suspensión como un coloide hidrofobico. La coagulación deberá entonces efectuarse de acuerdo con los métodos de remoción para coloides hidrofobicos.

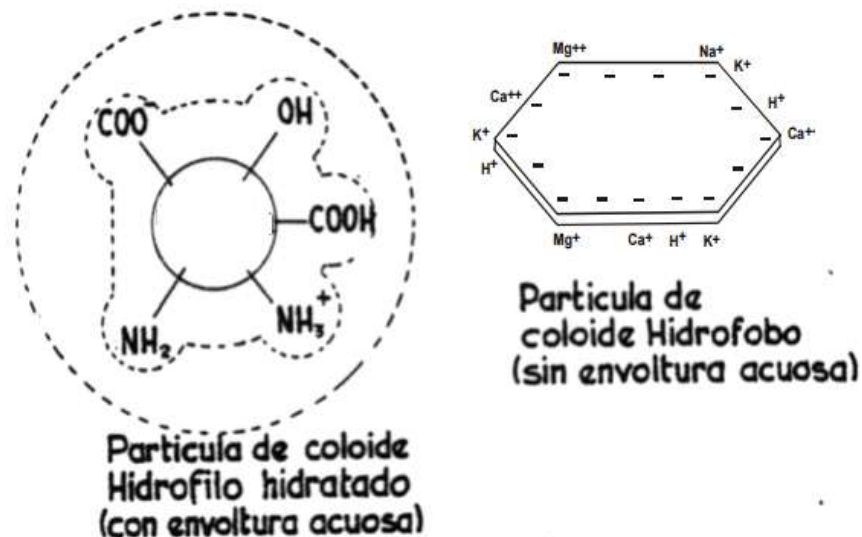


Figura 2.8. Representación esquemática de los diversos tipos de sistemas coloidales.

Coagulantes como el sulfato de aluminio, sulfato férrico, y polielectrolitos catiónicos trabajan por la supresión del potencial zeta del sistema coloidal para, que a un valor suficientemente bajo, las partículas coloidales colisionen, y luego unirse, bajo la influencia de la agitación lenta. Polielectrolitos aniónicos y no iónicos polielectrolitos pueden ser de gran ayuda en la construcción partículas floculentas mucho más grandes que a la vez sedimentan más rápido y producen una menor turbidez efluente. Usado de esta manera, los polielectrolitos aniónicos y no iónicos se denominan "ayudantes de coagulación".

Cuando el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) se disuelve en agua, algo del aluminio entra en solución verdadera como el ion de aluminio trivalente, Al^{+++} . Si algunas partículas coloidales tienen una superficie de carga negativa, los iones de aluminio trivalente, además otras especies de aluminio tales como $\text{Al}(\text{OH})^{++}$ y $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, serán atraídos a esta superficie de carga negativa y suprime la carga neta negativa de la superficie, es decir, que harán suprimir el potencial zeta. Otras sales metálicas que se disuelven para producir iones trivalentes, tales como férrico sulfato, cloruro férrico, y cloruro de aluminio, coagulan suspensiones coloidales con eficacia similar a la del sulfato de aluminio.

Las sales que se disuelven para producir iones divalentes, tal como cloruro de calcio o sulfato de manganeso, también reducen el potencial zeta y producen la coagulación, pero con una eficacia mucho menor.

Los experimentos de laboratorio son siempre requeridos para determinar las dosis óptimas de coagulantes y coadyuvante por ello no hay método sustituto para la realización de "pruebas de jarras".

2.4.1.4.1. Electrocínética de suspensiones hidrofílicas

Cuando un sólido macromolecular orgánico es colocado en un líquido dado, uno de tres posibles estados del resultado de interacción soluto-disolvente:

1. El sólido macromolecular es insoluble en el líquido.
2. Los sólidos tienen una limitada solubilidad.
3. La sustancia es soluble en el líquido.

En los casos 1 y 2, los sistemas son siempre hidrofóbicos, mientras que en el caso 3, la única posibilidad es el de un sistema hidrofílico. Como un ejemplo del caso 3, cuando la amilosa se coloca en agua, los enlaces de hidrógeno se forman entre las moléculas de agua y los grupos hidroxilos en la amilosa que son tan fuertes o más fuertes que los enlaces de hidrógeno entre las moléculas de agua en sí.

Esta capa de agua, por lo general monomolecular, se conoce como la "capa hidratada" alrededor de las macromoléculas y sirve como una capa protectora contra las influencias que puedan producirse por procesos físicos y químicos en el medio de suspensión.

Fuerzas estabilizadoras secundarias poseídas por un coloide hidrófilo con carga se derivan principalmente de la disociación iónica de grupos constituyentes en la macromolécula en lugar de la adsorción de iones.

Es conveniente imaginar un coloide hidrofílico cargado que tiene una doble capa difusa de iones recogidos alrededor de ella. El potencial zeta se interpreta de la misma manera que para los coloides hidrofóbicos, siendo el potencial en la superficie de cizalladura en la capa doble difusa, y se mide de la misma manera, es decir, mediante el uso de un medidor de potencial zeta o mediante técnicas de electroforesis.

2.4.2. Mecanismos de desestabilización de la capa hidrofílica

- Variación de pH, a pH bajos se logra remover la materia orgánica constituida por ácidos húmicos y fulvicos de aguas superficiales. Para sales férricas el pH óptimo es de 3.7 a 4.2. Para sulfato de aluminio el pH óptimo es 5.0 a 5.5. (John Bratby, 1980).
- Aplicación de un líquido al sistema que es un mal solvente para el coloide y altamente miscible con el agua, este proceso es llamado coacervación. INDUSTRIAL WASTE TREATMENT HANDBOOK - Frank Woodard.
- Añadir una sustancia, tal como una sal de sulfato, que pueden formar enlaces más fuertes con el agua, que el agua con los coloides suspendidos. INDUSTRIAL WASTE TREATMENT HANDBOOK - Frank Woodard.

2.5. COAGULACIÓN

Es un proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado. El término coágulo se refiere a las reacciones que suceden al agregar un reactivo químico (coagulante) en agua, originando productos insolubles. La coagulación comienza al agregar el coagulante al agua y dura fracciones de segundo.

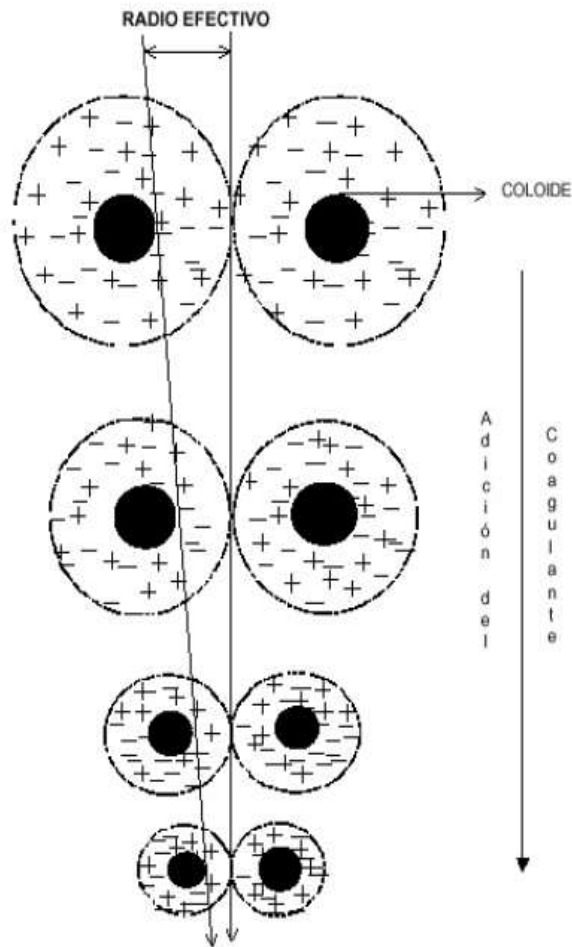


Figura 2.9. Esquema del fenómeno de la coagulación.

La adición de un coagulante neutraliza las cargas, produciendo un colapso de la "nube de iones" que rodean los coloides de modo que puedan aglomerarse.

Una alternativa en el tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas como industriales, es el proceso fisicoquímico. Consiste en remover con ayuda de coagulantes, principalmente sales metálicas y/o polielectrolitos, los sólidos suspendidos o disueltos. Los productos de este tipo de tratamiento son aguas relativamente libres de materia orgánica suspendida y lodos no estabilizados que son la suma de la materia orgánica, suspendida y disuelta, removida del agua y los coagulantes añadidos.

Durante el tratamiento del agua, al agua se le agregan coagulantes para los contaminantes y mejorar su remoción. Los coagulantes químicos son usados para desestabilizar partículas, remover materia orgánica particulada, inducir la floculación y obtener una buena sedimentación.

De las numerosas revisiones de la fundamentación teórica de los mecanismos de coagulación, se identifican varios de éstos para la desestabilización de contaminantes usando coagulantes químicos. Estos mecanismos incluyen compresión de la doble capa, neutralización de cargas por adsorción, coagulación por barrido, entre otras.

La clase de interacción entre los coagulantes químicos y los contaminantes determinan los mecanismos de coagulación.

Los mecanismos predominantes observados durante la coagulación convencional con coagulantes metálicos, son neutralización de cargas por adsorción y coagulación por barrido. Para sales de aluminio o férricas, los mecanismos de coagulación son controlados por la hidrólisis.

La neutralización de cargas por adsorción implica la interacción de un coagulante químico y una carga contaminante. Diversos autores, enuncian que la coagulación con sales metálicas (de aluminio o de hierro), además de la remoción tradicional de turbiedad, produce también alguna remoción de DQO.

Los principales mecanismos que constituyen a la remoción de Materia Orgánica (MO) pueden resumirse en:

- Precipitación por adsorción sobre el hidróxido metálico.
- Precipitación de complejos insolubles.
- Neutralización de cargas de la MO coloidal.

Por medio de la precipitación la materia orgánica soluble es adsorbida sobre los cristales en crecimiento del hidróxido metálico, incorporándose así al floc para ser removida, junto con éste, en las etapas de decantación y filtración.

La precipitación de complejos insolubles consiste en la reacción de la materia orgánica disuelta con las sales metálicas, que forma complejos de baja solubilidad, que pueden ser removidos por sedimentación. El proceso de neutralización de cargas de la materia orgánica coloidal es similar al que se desarrolla con la turbiedad coloidal y que da origen y crecimiento al floc.

El grado de remoción de Materia Orgánica depende del tipo y dosis del coagulante utilizado y del pH al cual se desarrolla el proceso. Con valores bajos de pH se favorece la remoción de Materia Orgánica con menores dosis de coagulante debido a que mejora la eficiencia de los mecanismos de adsorción y de neutralización de cargas (si bien se reduce la formación de complejos insolubles). Este concepto es solo es válido para sustancias húmicas presente en aguas superficiales.

2.5.1. Coagulantes utilizados en Tratamiento de agua

Los componentes son productos químicos que al adicionar al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos del agua, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy adsorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando.

El proceso más clásico para la desestabilización de las partículas coloidales se basa en el uso de reactivos químicos a los que se denominan coagulantes.

Estos pueden ser:

Basados en Aluminio:

- Sulfato de aluminio
- Polihidroxicloruro de aluminio
- Aluminato sódico

Basados en Hierro:

- Sulfato férrico
- Cloruro férrico
- Sulfato ferroso

Basados en Calcio:

- Cloruro cálcico
- Hidróxido cálcico

Basados en magnesio:

- Cloruro de magnesio

Una vez que las partículas coloidales han sido desestabilizadas, ya pueden unirse o agregarse. También se usan reactivos químicos constituidos por polímeros. Dependiendo del monómero de partida y de su carga pueden ser:

No iónicos:

- Poliacrilamidas
- Polímeros del óxido de etileno

Aniónicos:

- Polímero de acrilamida-acrilato
- Poli(acrilamida) parcialmente hidrolizada
- Polisulfónicos

Catiónicos:

- Polietilenamina
- Polimetacrilato

2.5.1.1. Sulfato de Aluminio

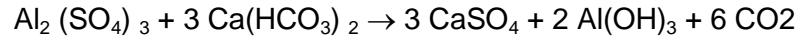
Puede estar en forma sólida o líquida. La sólida se presenta en placas compactas, gránulos de diverso tamaño y polvo. Su fórmula teórica es $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$.

Su concentración se define, en general, por su contenido en alúmina, expresada en Al_2O_3 , es decir, 17% aproximadamente. La densidad aparente del sulfato de aluminio en polvo es del orden de 1.000 kg/m³. El contenido en alúmina Al_2O_3 de la forma líquida fluctúa generalmente entre 8 y 8,5%; es decir, 48 a 49% en equivalente polvo o también 630 a 650 g de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ por litro de solución acuosa.

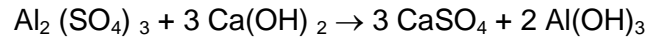
El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3,8, según la relación molar sulfato/alúmina. Por esta razón, su almacenamiento debe hacerse en un lugar seco, libre de humedad. Es necesario tener en cuenta esta tendencia ácida para la preparación de las soluciones y los empaques para su distribución, y emplear, por lo general, materiales de plástico.

Principales reacciones del sulfato de aluminio con la alcalinidad:

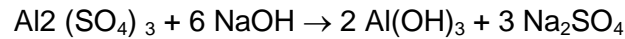
1) Sulfato de aluminio (líquido o sólido):



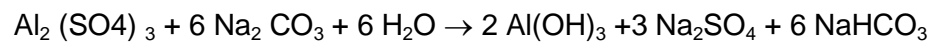
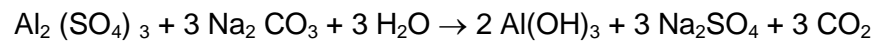
2) Sulfato de aluminio + cal:



3) Sulfato de aluminio + soda cáustica:



4) Sulfato de aluminio + carbonato sódico:



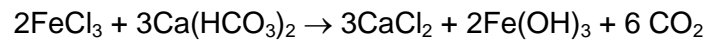
2.5.1.2. Cloruro férrico FeCl₃

Se presenta en forma sólida o líquida; esta última es la más utilizada en el tratamiento del agua. La forma sólida es cristalina, de color pardo, deliquescente, de fórmula teórica FeCl₃.6H₂O. Se funde fácilmente en su agua de cristalización a 34 °C, por lo que es necesario protegerla del calor. La forma líquida comercial tiene un promedio de 40% de FeCl₃. Para evitar toda confusión entre los contenidos de producto puro o de producto comercial, es recomendable expresar la dosis de coagulantes en Fe equivalente; es decir, 20,5% para la fórmula sólida

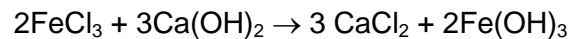
y 14% aproximadamente para la solución acuosa comercial. En presencia de hierro, las soluciones acuosas de cloruro férrico se reducen rápidamente a cloruro ferroso FeCl_2 . Esta reacción explica su gran poder corrosivo frente al acero, y la necesidad de seleccionar adecuadamente el material de los recipientes de almacenamiento, de preparación y de distribución.

Reacciones del cloruro férrico en el agua:

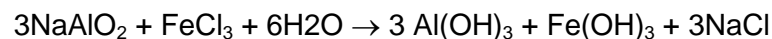
1) Con la alcalinidad



2) Con la cal



3) Con el aluminato sódico



2.5.2. Mecanismos de coagulación

La adición de coagulantes produce la desestabilización de los coloides de diferentes maneras. Los mecanismos de coagulación conocidos son los siguientes:

2.5.2.1. Compresión de la Doble Capa

El sistema coloidal no presenta carga eléctrica "líquida" debido a que la carga de superficie negativa es balanceada con los iones de carga contraria presentes en el agua. La figura 2.10 muestra una representación esquemática de una partícula coloidal negativa con una nube de iones alrededor de la misma.

Como la superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la región de interfaz (sólido-líquido) que forman, junto con la carga negativa de la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada capa compacta. Los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos; así se forma la capa difusa, que engloba a la primera.

En realidad, la capa difusa resulta de la atracción de iones positivos, de la repulsión electrostática de iones negativos (con la misma carga de la partícula) y la difusión térmica.

Se tiene, por tanto, una concentración elevada de iones positivos próximos a la superficie del coloide, también denominada capa de Stern, a partir de la cual se forma la capa difusa, en la cual la concentración de iones es menor.

Se han propuesto varios modelos para explicar la doble capa eléctrica. Quizás el modelo que explica mejor este fenómeno es el de doble capa difusa de SternGouy (Figura 2.10).

En este modelo hay tres potenciales de interés:

- 1) El potencial ψ_0 en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina potencial de Nernst.
- 2) El potencial ψ_ϕ (Phi), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa difusa.
- 3) El potencial ψ_ζ (Zeta) en el plano de cizalla.

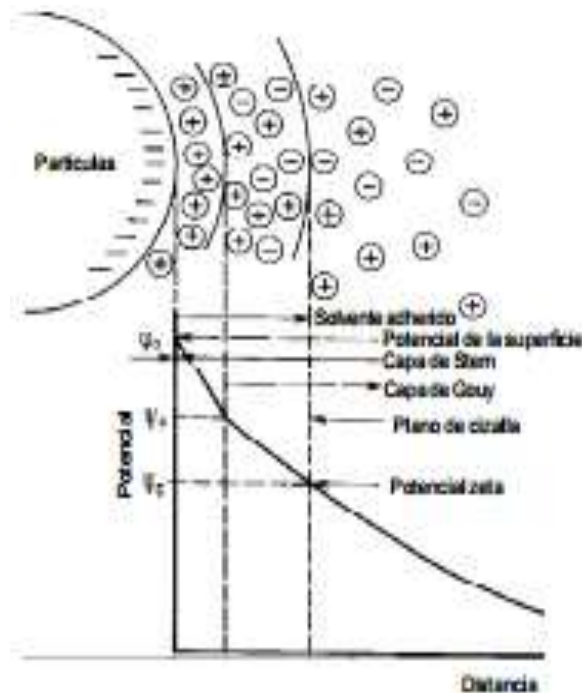


Figura 2.10. Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy

Según Stern, existe una distancia mínima entre la superficie del coloide y los iones de carga contraria (positivos), en la cual el potencial eléctrico decrece linealmente; en seguida la disminución resulta exponencial y pasa por la frontera entre la capa compacta y la difusa, lugar en que el potencial eléctrico, según Lykema, es designado potencial zeta. El concepto de ese potencial está asociado a la aplicación de la diferencia de potencial en una muestra de agua que contiene coloides negativos, de tal forma que una cierta porción del medio, en torno de la partícula, camine junto con esta al electrodo positivo, lo que caracteriza al plano de la cizalla.

El interés práctico radica en que la coagulación se puede intensificar si se disminuye la resultante de la interacción de energía entre las fuerzas coulombica de repulsión y las de atracción de Van der Waals (o sea, el potencial zeta). El potencial electrocinético o zeta, este potencial cae a través de la parte móvil de la doble capa que es responsable de los fenómenos electrocinéticos como la electroforesis (movimiento de partículas en un campo eléctrico a través de una solución estacionaria). El potencial superficial no es accesible por mediciones experimentales directas, pero puede ser calculado determinando la carga superficial. El potencial zeta se mide por mediciones de electroforesis.

Típicamente es más bajo que el potencial de superficie, Ψ , calculado de la teoría de difusión de doble capa. El potencial zeta refleja la diferencia de potencial entre el plano de corte y la "fase gruesa". La distancia entre la superficie y el plano de corte no puede precisarse rigurosamente.

Al acercarse dos partículas con suficiente energía, como para vencer la barrera de energía, se favorece la acción de las fuerzas de atracción de Van der Waals y las partículas se unen. Esto sin embargo, es poco probable que suceda.

Si el potencial zeta disminuye a cero (punto isoeléctrico), los coloides pueden interactuar a una distancia menor a la establecida por la barrera de energía.

Según sean los iones que rodean a la partícula, el potencial zeta puede disminuir por dos causas:

- Por neutralización de la carga neta (carga partícula - carga de la capa que se mueve con la partícula). Un cambio de los iones adheridos por otros de mayor valencia, reduce en la superficie el potencial del coloide.
- Compresión de la doble capa: Al aumentar la concentración del electrolito se incorporan iones de signo contrario en la capa difusa, comprimiéndola, disminuyendo las fuerzas repulsivas y con ello el potencial zeta.

Para producir la desestabilización no es necesario que el potencial zeta llegue a cero, o lo que es lo mismo, logre el punto isoeléctrico. Este último hecho, sugiere que es necesario un modelo auxiliar que permita explicar esta observación.

El potencial zeta es, como ya se dijo, una medida para determinar la carga del coloide. Para coloides en fuentes de agua natural con un pH de 5 a 8, el potencial zeta se encuentra entre los -14 y -30 milivoltios; cuanto más negativo sea el número, tanto mayor será la carga de la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión. En un sistema convencional de clarificación con un pH de 6 a 8, los coagulantes proporcionan las cargas positivas para reducir la magnitud del potencial zeta. La coagulación se presenta de ordinario a un potencial zeta que es aun ligeramente negativo, de manera que por lo general no se requiere que la carga sea neutralizada por completo. Si se

añade demasiado coagulante, la superficie de la partícula se cargará positivamente (un potencial zeta positivo), y la partícula volverá a dispersarse. Pueden necesitarse coagulantes en sistemas de tratamiento de agua con pH alto, como es el caso de ablandamiento con cal. Las partículas de carbonato de calcio también portan una carga negativa y pueden ser útiles coagulantes catiónicos para reducir la residual coloidal. Las medidas del potencial zeta se han empleado con éxito para controlar las dosis de coagulantes en las plantas. Sin embargo, las lecturas del potencial zeta por sí solas no son confiables para seleccionar el mejor coagulante. Los resultados obtenidos en la prueba de la jarra continúan siendo los mejores para seleccionar al coagulante.

2.5.2.2. Adsorción de Especies Coagulantes sobre las Partículas Coloidales – Precipitación - Neutralización de la Carga.

El modelo está basado tanto en las ecuaciones que describen la especificidad y solubilidad de las especies formadas, como en las características eléctricas de la doble capa y en el efecto de la deposición del hidróxido de aluminio o de hierro sobre las partículas coloidales y otras partículas suspendidas.

Cuando se agregan al agua sales de aluminio o de hierro se forman varias especies solubles tales como Al^{+3} , $Al(OH)^{+2}$, etc. Estas especies se adsorben sobre la superficie de las partículas coloidales o forman complejos sobre la superficie que conduce a la desestabilización. Este mecanismo se denomina desestabilización por adsorción.

La carga de las partículas coloidales se produce por la ionización de grupos hidroxilo, carboxilos, fosfatos o sulfatos, los cuales pueden estar presentes en la superficie de los coloides. Estos grupos reaccionan con los iones metálicos de los coagulantes lo que genera la posterior precipitación. Así la desestabilización de los sistemas coloidales se ve mejor bajo el punto de vista químico.

Vale la pena anotar que se ha observado reestabilización de las partículas cuando se usan dosis más altas de coagulantes de aquellas con las que se obtuvo desestabilización. Esto se debe a la adsorción de cargas eléctricas. Desde el punto de vista de las fuerzas coulombicas no puede ser posible que

exista una atracción de contraiones y por tanto el modelo de la doble capa no permita explicar la neutralización de la carga eléctrica de la partícula.

Se presenta a continuación la teoría formulada por La Mer: Esta teoría supone una molécula polimérica unida a la superficie del coloide en uno o más sitios mientras el resto de los sitios de adsorción están vacantes los que pueden ser ocupados por otros coloides generando así un puente químico. Esto genera un aumento de tamaño y consigo, precipitación.

2.5.2.3. Captura en un Precipitado de Hidróxido Metálico

Al exceder el producto de solubilidad de hidróxidos metálicos como el $\text{Al}(\text{OH})_3$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en las soluciones de sales metálicas como el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 , se produce una precipitación rápida de estos hidróxidos. Estos hidróxidos, a medida que precipitan pueden atrapar las partículas coloidales explicándose así la remoción de turbiedad.

2.5.2.4. Adsorción y puente interparticular

La coagulación es sin duda la fase más importante en un sistema de tratamiento de agua. Una coagulación inadecuada no puede ser corregida en una etapa posterior del tratamiento. El proceso depende principalmente de los siguientes factores que están relacionados entre sí.

2.5.3. Factores que Influyen en el Proceso de Coagulación

La coagulación es sin duda la fase más importante en un sistema de tratamiento de agua. Una coagulación inadecuada no puede ser corregida en una etapa posterior del tratamiento. El proceso depende principalmente de los siguientes factores que están relacionados entre sí:

- **Características Químicas y Físicas del Agua**

Las características del agua que tienen mayor correlación en el proceso son: la concentración y naturaleza de los coloides, el pH y la alcalinidad en especial cuando los coagulantes son sales de hierro o de aluminio, la temperatura y el contenido de carbono orgánico total (C.O.T.).

Tabla 5. Clasificación del agua según su comportamiento en coagulación.

Tipo de agua	Coagulación Producida por	Requerimiento
Baja concentración de coloides. Baja alcalinidad	Formación de precipitado. Floc de barrido	Alta dosis de coagulantes. Adición de alcalinidad o partículas, o ambas
Baja concentración de coloides. Alta alcalinidad	Formación de precipitado. Floc de barrido	Alta dosis de coagulantes. Adición de partículas.
Alta concentración de coloides. Baja alcalinidad	Adsorción de polímeros metálicos positivos en la superficie de los coloides. (pH 4 a 7)	Dosis de coagulantes incrementa con concentración de partículas. Adición de alcalinidad
Alta concentración de coloides. Alta alcalinidad.	Adsorción de polímeros metálicos positivos y precipitaciones de hidróxidos. (pH > 7)	Dosis de coagulantes incrementa con concentración de partículas

- **Influencia del pH**

Uno de los procesos químicos más comúnmente utilizados en los sistemas de tratamiento de las aguas residuales es el ajuste del pH. Las aguas residuales demasiado ácidas o alcalinas son perjudiciales en los sistemas colectores, en las plantas de tratamiento y en las corrientes naturales. La eliminación del exceso de acidez o alcalinidad por adición química para proporcionar un pH final próximo a 7 se conoce como neutralización. La mayoría de los efluentes deben ser neutralizados hasta pH de 6 a 9 antes de la descarga.

El volumen, tipo y cantidad de ácido o álcali que debe ser neutralizado o eliminado parcialmente son factores a considerar en la selección del agente químico.

Al adicionar coagulantes inorgánicos al agua ocurren reacciones químicas relacionadas principalmente con intercambio de protones. La actividad de un ácido está relacionada directamente con la tendencia de donar protones y la actividad de una base está relacionada directamente con la facilidad de aceptar protones.

Los iones metálicos reaccionan con el agua formando iones acuosos complejos con carga positiva, estos iones son ácidos. Éstos reaccionan rápidamente con el agua (hidrólisis que es la liberación de uno o más átomos de hidrógeno o protones) para formar diferentes compuestos. La interacción de estos iones metálicos hidratados es una reacción que se denomina hidrólisis o protólisis aunque se trata realmente de reacciones ácido-base. Al liberarse protones se disminuye la carga neta del ión hidratado metálico. Por tanto, el pH de la solución influenciará la distribución de las diferentes especies formadas.

Los iones hidratados ceden protones al agua y se forman iones hidronio. En general, el porcentaje de especies hidrolizadas aumenta cuando se incrementa el pH, de modo similar a como se aumenta la concentración de una base conjugada cuando el pH de una solución que tenga su ácido conjugado se incrementa.

- **Influencia de la Temperatura**

La variación de 1°C en la temperatura del agua conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación.

Una disminución de la temperatura del agua en una unidad de decantación conlleva a un aumento de su viscosidad; esto explica las dificultades de la sedimentación de un floc.

Como se apreciará más adelante, la mezcla rápida y los diseños de sistemas de floculación son dependientes de la temperatura porque ésta, al ser alta o baja, varía la viscosidad del agua. Aunque se considera que para este tipo de tratamiento es independiente de este factor.

2.6. FLOCULACIÓN

La floculación es el proceso que sigue a la coagulación, que consiste en la agitación de la masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesarios para sedimentar con facilidad. Estos flóculos inicialmente pequeños, al juntarse crean aglomerados mayores que son capaces de sedimentar.

La floculación tiene relación con los fenómenos de transporte dentro del líquido para que las partículas hagan contacto. Esto implica la formación de puentes químicos entre partículas de modo que se forme una malla de coágulos, la cual sería tridimensional y porosa. Así se formaría, mediante el crecimiento de partículas coaguladas, un floc suficientemente grande y pesado como para sedimentar.

Mientras la coagulación se debe principalmente a una acción química, la floculación se origina y se realiza como consecuencia del transporte de partículas desestabilizadas dentro del agua. La floculación tiene dos objetivos:

- Reunir los coloides desestabilizados para formar agrupaciones de partículas o flóculos con peso específico superior al del agua.
- Compactar los flóculos para disminuir su grado de hidratación y conseguir características adecuadas tales como mayor peso y buena consistencia para su fácil remoción.

Puede suceder que los flóculos formados por la aglomeración de varios coloides no sean lo suficientemente grande como para sedimentar con la rapidez deseada, por lo que el empleo de un floculante es necesario para reunir en forma de red, formando puentes de una superficie a otra enlazando las partículas individuales en aglomerados, tal como se muestra en la figura anterior. La floculación es favorecida por el mezclado lento que permite juntar poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe. La floculación no solo incrementa el tamaño de las partículas del flóculo, sino que también aumenta su peso. La floculación puede ser mejorada por la adición de un reactivo de floculación o ayudante de floculación.

2.6.1. Consideraciones Generales

- I. En todos los modelos propuestos para la floculación, la tasa de aglomeración es dependiente del tiempo de floculación. Mediante ensayos de laboratorio pueden determinarse el tiempo óptimo de floculación.
- II. Al aumentar el gradiente de velocidad los flóculos aumentan su tamaño y simultáneamente aumentan las fuerzas de cizallamiento.
- III. La tasa de agrupación y por tanto la floculación depende también de la concentración y el tamaño inicial de los coloides.
- IV. La compartimentalización mejora la eficiencia de la floculación. A mayor número de cámaras la eficiencia aumenta.
- V. Gradientes altos en las primeras cámaras favorecen una aglomeración más rápida y gradientes bajos en las últimas reducen la ruptura de los flóculos.
- VI. La permanencia del agua en el floculador durante un tiempo inferior o superior al óptimo produce resultados de baja eficiencia.

2.6.2. Modelos de Floculación

La floculación puede presentarse mediante dos modelos: floculación ortocinética y pericinética, según sea el tamaño de las partículas desestabilizadas (en general todas las partículas se ven afectadas por ambos mecanismos). Las partículas pequeñas ($< 1\mu\text{m}$) están sometidas a floculación pericinética, motivada por el movimiento browniano, mientras que las que presentan un tamaño mayor, están afectadas principalmente por el gradiente de velocidad del líquido, predominando en ella la floculación ortocinética.

2.6.3. Modelo de Floculación Pericinética

El modelo de floculación pericinética se diferencia del modelo de floculación ortocinética en que su fuente de agitación es interna. Principalmente importarán el movimiento browniano y la sedimentación. Su efecto es principalmente sobre partículas de tamaño inferior a 1 micrón.

2.6.4. Modelo de Floculación Ortocinética

La floculación ortocinética es promovida por agitación externa principalmente. Influyen partículas de tamaño superior al micrón y tiene relación con los gradientes de velocidad del líquido.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

Este factor G es sobre el cual uno puede actuar en la floculación y de ahí su importancia. Camp estimó el valor de G para varias plantas en Estados Unidos y concluyó que su valor se mueve en el rango de 20 - 74 seg^{-1} .

Se considera un valor inferior de G ya que mientras mayor es G hay mayor probabilidad de floculación y por otro lado se toma un valor superior debido a que un valor muy grande de G puede generar ruptura de los flocs ya formados por la acción de fuerzas de corte del líquido. Así cada tipo de agua contiene un valor de G dependiendo del tipo de partículas contenidas en ellas.

2.7. PRUEBA DE JARRAS

La prueba más representativa para determinar el comportamiento de los coagulantes y floculantes a escala pequeña es el Ensayo de “Prueba de Jarras”.

Es un método de simulación de los procesos de Coagulación y floculación, realizado a nivel de laboratorio; los flóculos formados con diferentes dosis del coagulante dan como resultado valores de turbiedad diferentes.

El objetivo fundamental es determinar las variables físicas y químicas de los procesos de coagulación; floculación y sedimentación; tales como: selección del coagulante; selección del pH óptimo; gradientes y tiempos de mezcla rápida y floculación y correlación de las velocidades de sedimentación y la eficiencia de remoción, entre otros.

2.8. PARÁMETROS QUE SE ANALIZAN EN LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

En breve una descripción de todos los parámetros que se pueden analizar en aguas residuales industriales y se resalta además la importancia a nivel de Contaminación.

2.8.1. Parámetros físicos

Los parámetros físicos, como su nombre lo explica son aquellos parámetros que dan las características físicas de visibles en el agua, se pone en consideración a continuación su descripción y los problemas que causan en el agua.

El agua residual contiene una variedad de materiales sólidos que varían desde hilachas hasta materiales coloidales. En la caracterización de las aguas residuales, los materiales gruesos son removidos generalmente antes de analizar sólidos en la muestra.

Existen tres tipos de sólidos que se pueden cuantificar en las aguas residuales entre estos están:

Los sólidos totales representan la suma de los SDT (Sólidos Disueltos Totales) y SST (Sólidos Suspendidos Totales), además estos poseen fracciones de sólidos fijos y sólidos volátiles, que pueden ser sedimentables y no sedimentables.

2.8.2. Parámetros químicos

Son aquellos parámetros que solo se pueden determinar a través de análisis de laboratorio, su importancia radica en los efectos que producen en los sistemas de alcantarillado. Además de las alteraciones que pueden causar en fuentes de agua natural si no se controlan en los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

El término pH es usado universalmente para determinar si una solución es ácida o básica, es la forma de medir la concentración de iones hidrógeno en una disolución. La escala de pH contiene una serie de números que varían de 0 a 14, esos valores miden el grado de acidez o basicidad de una solución. Los valores inferiores a 7 y próximos a cero indican aumento acidez, los que son mayores de 7 y próximos a 14 indican aumento de basicidad, mientras que cuando el valor es 7 indican neutralidad.

La temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura, esta influye de forma muy significativa en las especies acuáticas influyendo en su metabolismo, productividad primaria, respiración y descomposición de materia orgánica. Puede también influir en las velocidades de las reacciones químicas, en los usos del agua y en la vida de la flora y la fauna acuática, puede provocar la coagulación de las proteínas de la materia orgánica y aumentar la toxicidad de algunas sustancias.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es un indicador de la cantidad de sustancias orgánicas de origen biológico (proteínas, carbohidratos, grasas y aceites) y de productos químicos orgánicos sintéticos y biodegradables en las aguas residuales.

Para medir el material orgánico presente en las aguas residuales susceptible de ser oxidado químicamente se analiza demanda química de oxígeno (DQO), la cual es oxidada con una solución de dicromato en medio ácido.

Aunque se podría esperar que el valor de la DBO5 fuera similar al de la DQO, éste sería un caso fortuito. Algunas razones para explicar tal diferencia se enumeran a continuación:

- a. Muchas sustancias orgánicas las cuales son difíciles de oxidar biológicamente, tales como la lignina, pueden ser oxidadas químicamente.
- b. Las sustancias inorgánicas que se oxidan con dicromato aumentan evidentemente el contenido orgánico de la muestra.
- c. Algunas sustancias orgánicas pueden ser tóxicas para los microorganismos usados en la prueba de la DBO5.
- d. Valores altos de DQO indican la presencia de sustancias inorgánicas con las cuales el dicromato puede reaccionar.

CAPITULO III

MARCO NORMATIVO

3.1. GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS – GESTIÓN AMBIENTAL

3.1.1. Ley de Recursos Hídricos

- Autoridad Nacional del Agua (ANA)
 Uso Sostenible del Agua
 Cambio Climático

3.1.2. Ministerio del Ambiente (MINAM)

- Estándares de Calidad Ambiental (ECAs)
- Límites Máximos Permisibles (LMPs)

3.1.3. Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento

- Valores Máximos Admisibles (VMAs)
- Reglamento Nacional de edificaciones

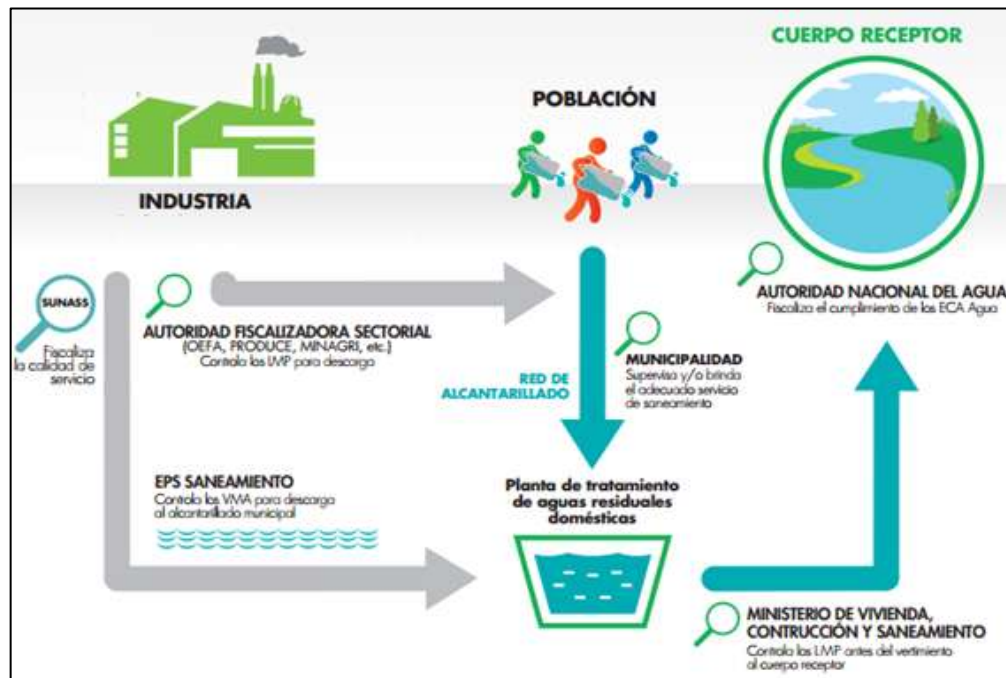


Figura 3.1. Gestión de aguas residuales en el Perú (Fuente: OEFA)

3.2. MARCO LEGAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

- Ley de Recursos Hídricos - Ley 29338 (Publicada el 31 de marzo de 2009)
- Reglamento de la Ley Recursos Hídricos D.S. N° 001-2010-AG (Publicado el 24 de marzo de 2010)
- D.S. N° 002-2008-MINAM. Aprueban los Estándares de Calidad de Agua (ECA) para Agua (Publicado el 31 de julio de 2008)
- D.S. N° 023-2009-MINAM. Aprueba las disposiciones para la implementación de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para (Publicado el 19 de diciembre del 2009)

- DS 003-2010-MINAM. Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes de PTAR (Publicado el 17 de marzo de 2010)
- Decreto Supremo N° 021-2009-VIVIENDA Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario.
- Decreto Supremo N° 003-2011-VIVIENDA, Reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA
- Resolución de Consejo Directivo N° 025-2011-SUNASS-CD. Aprueba metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en el Anexo 01 del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA y modifican el Reglamento General de Tarifas, así como el Reglamento de Prestación de los Servicios de Saneamiento (Publicado el 20 de julio de 2011).
- Decreto Supremo N° 001-2015-VIVIENDA. Se modifican diversos artículos del Decreto Supremo N° 021-2009 VIVIENDA, que aprobó los Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario así como de su Reglamento, aprobado mediante Decreto Supremo N° 003-2011 VIVIENDA y modificado por el Decreto Supremo N° 010-2012-VIVIENDA
- Reglamento Nacional de Edificaciones (publicado el 8 de junio de 2006)

Norma OS090 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales

Decreto Supremo N° 022-2009-VIVIENDA Modificación de la Norma OS.090 (26.11.2009)

Norma IS 020 Tanques Sépticos

- DS 010-2012-VIVIENDA. Modifican D.S. N° 003-2011-VIVIENDA que aprobó el Reglamento del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA con la finalidad de establecer procedimientos para controlar descargas de Aguas Residuales No Domésticas en el Sistema de Alcantarillado Sanitario
- RM N° 116-2012-VIVIENDA. Aprueban los parámetros para las actividades que según la Clasificación Industrial Internacional (CIU) serán de cumplimiento obligatorio por parte de los Usuarios No Domésticos, en aplicación del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA, referido a los Valores Máximos Admisibles de las Descargas de Aguas Residuales No Domésticas en el Sistema de Alcantarillado Sanitario.

3.3. VERTIMIENTO DE AGUAS RESIDUALES NO DOMESTICAS

Este punto detalla lo dispuesto en las diversas normas correspondientes al manejo de aguas residuales en el ámbito de las EPS.

Las descargas de aguas residuales deterioran la infraestructura de las EPS debido a las características físicas y químicas que las constituye.



Figura 3.2. Colector Ventanilla (Fuente: ANEPSSA)

Descargas Industriales deterioran la infraestructura de las PTARs y reducen su eficiencia.



Figura 3.3. PTAR Ventanilla (Fuente: ANEPSSA)

3.3.1. Ley de Recursos Hídricos - Ley 29338 (Publicado el 31 de marzo de 2009)

- Artículo 79.- Vertimiento de agua residual

Corresponde a la autoridad sectorial competente la autorización y control de las descargas de agua residual a los sistemas de drenaje urbano o alcantarillado.

3.3.2. D.S. 021-2009-VIVIENDA. Aprueban VMA de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario

- Artículo 1 - Finalidad, ámbito de aplicación y obligatoriedad de la norma.

VMA son de obligatorio cumplimiento para todos los usuarios que efectúen descargas de aguas residuales no domésticas en los sistemas de alcantarillado. Cumplimiento es exigible por la empresa prestadora.

- Artículo 2 - Aprobación de VMA para el sector saneamiento

Se aprueba los VMA de las descargas de aguas residuales no domésticas en los sistemas de alcantarillado sanitario en anexos 1 y 2. Los usuarios cuyas descargas sobrepasen los valores contenidos en anexo 1 deben pagar la tarifa establecida por el ente competente.

- Artículo 4 - Pago por exceso de concentración en la descarga de aguas residuales no domésticas en los sistemas de alcantarillado sanitario

EPS pueden cobrar a usuarios no domésticos el pago adicional correspondiente al exceso de concentración de: DBO, DQO, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas medidos en la caja de registro de la red de alcantarillado.

La metodología para la determinación de los pagos adicionales por exceso de concentración respecto de los VMA, será elaborada y aprobada por la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento - SUNASS. Dicha metodología deberá ser incorporada en el Reglamento de Prestación de Servicios correspondiente a cada EPS o las entidades que hagan sus veces.

- Artículo 5 - Suspensión del servicio de alcantarillado

Las EPS pueden imponer el cobro de tarifas aprobadas por la SUNASS o disponer la suspensión del servicio de descargas al sistema de alcantarillado de acuerdo a lo que será regulado en el reglamento

- Artículo 6 - Caso fortuito o fuerza mayor

Si el usuario efectúa descargas superando los VMA del anexo 2 por caso fortuito o fuerza mayor, la EPS evaluará si procede exonerar temporalmente al usuario de los alcances del artículo 5, de acuerdo a reglamento.

- Anexo N°1

Valores en exceso estarán sujetos al cobro de tarifas adicionales o suspensión del servicio.

Tabla 3.3. Valores Máximos Admisibles – Anexo N°1

Parámetro	Unidad	VMA
DBO	mg/L	500
DQO	mg/L	1000
SST	mg/L	500
AyG	mg/L	100

- Anexo N°2

Valores en exceso implican la suspensión del servicio. La aplicación de estos parámetros a cada actividad económica por procesos productivos, será precisada en el reglamento de la presente norma tomando como referencia el código CIIU. Aquellas actividades que no estén incluidas en este código, deberán cumplir con los parámetros indicados en el presente Anexo. Los parámetros establecidos en los Anexos N° 01 y N° 02, serán determinados a partir del análisis de muestras puntuales.”

Tabla 3.3. Valores Máximos Admisibles – Anexo N°2

Parámetro	Unidad	VMA
Aluminio	mg/L	10
Arsénicp	mg/L	0.5
Boro	mg/L	4
Cadmio	mg/L	0.2
Cianuro	mg/L	1
Cobrer	mg/L	3
Crómo H.	mg/L	0.5
Cromo Total	mg/L	10
Manganeso	mg/L	4
Mercurio	mg/L	0.02
Níquel	mg/L	4
Plomo	mg/L	0.5
Sulfatos	mg/L	500
Sulfuros	mg/L	5
Zinc	mg/L	10
N. Amoniacal	mg/L	80
pH	unidad	6-9
S.Sediment.	mL/L/h	8.5
Temperatura	°C	<35

3.3.3. D.S. 003-2011-VIVIENDA. Reglamento del DS 021_2009-VIVIENDA, que aprueba los VMA de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario.

Artículo 7 - Obligaciones de las EPS

"Solicitar al usuario la Declaración Jurada de Usuario No Doméstico anual (Anexo I), registrar al usuario (art. 17), emitir pronunciamiento y asignar Código de Usuario. Pagar los gastos correspondientes a la toma de muestra inopinada,

si el valor supera los VMA el importe será asumido por EL Usuario No Domestico”

Artículo 8 - Derechos de las EPS

"Solicitar a laboratorio que efectúe la toma de muestra inopinada a las descargas del usuario. Realizar estudio para caracterizar el tipo de descarga para proponer su evaluación al MVCS y, de ser el caso, modificar y/o actualizar los parámetros contenidos en los anexos N°1 y 2 del DS 021-2009-VIVIENDA”.

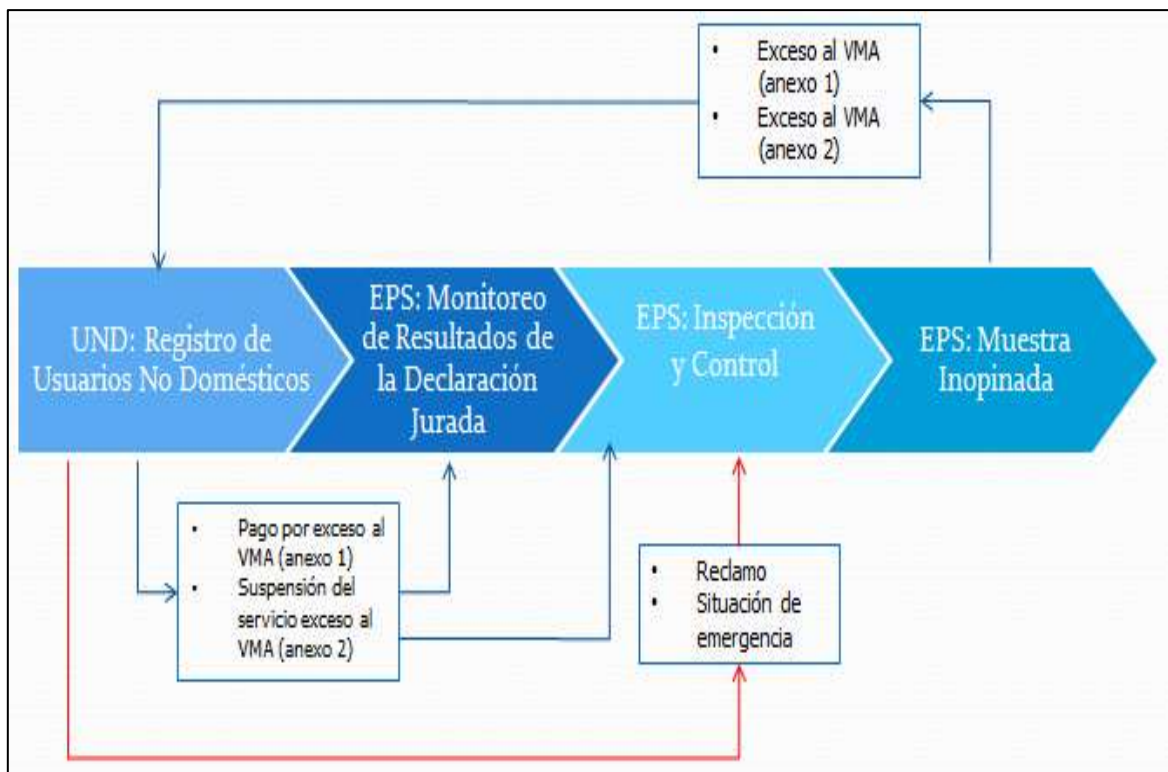


Figura 3.4. Procedimiento para Declaración Jurada de UND (Fuente: ANEPSSA)

3.3.4. RCD N° 025-2011-SUNASS-CD. Metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en Anexo 1 DS 021-2009-VIVIENDA y modifican Reglamento General de Tarifas, Reglamento de Calidad de la Prestación de los Servicios de Saneamiento

Artículo 1º.- Aprobar la metodología para la determinación del pago adicional por exceso de concentración respecto de los Valores Máximos Admisibles de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de recolección del servicio de alcantarillado y que obra como Anexo de la presente resolución.

Artículo 2º.- Derogar el literal j) del artículo 47º del Reglamento General de Tarifas, aprobado por Resolución de Consejo Directivo N° 009-2007-SUNASS.

Artículo 3º.- Modificar el artículo 42º del Reglamento de Calidad de la Prestación de los Servicios de Saneamiento, aprobado por Resolución de Consejo Directivo N° 011- 2007-SUNASS, de la siguiente manera: “Artículo 42º.- Descargas en el sistema de recolección del servicio de alcantarillado sanitario Los usuarios no deben descargar, directa o indirectamente, en el sistema de recolección del servicio de alcantarillado, aguas residuales no domésticas o cualquier otro tipo de residuos sólidos, líquidos o gaseosos que no cumplan con la normativa de descargas de aguas residuales. Las EPS además, podrán cobrar a los usuarios el costo adicional correspondiente a las descargas en el sistema de recolección del servicio de alcantarillado que superen los Valores Máximos Admisibles establecidos por la normativa correspondiente, conforme a la metodología aprobada por la SUNASS.”

Artículo 4º.- La SUNASS supervisará y fiscalizará a las EPS a fin que cumplan con efectuar el monitoreo y control de la concentración de parámetros de descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de recolección del servicio de alcantarillado sanitario, de acuerdo a lo establecido por la normativa vigente, asimismo impondrá las sanciones correspondientes. Para dicho efecto aplicará el Reglamento General de Supervisión, Fiscalización y Sanción de las Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento, aprobado por Resolución de Consejo Directivo N° 003-2007-SUNASSCD, en lo que corresponda.

3.3.4.1. Metodología para determinar el pago adicional por exceso de concentración de los parámetros fijados en el anexo nº 1 del decreto supremo nº 021-2009-vivienda

I Consideraciones Generales

Se establece 5 rangos de concentración de los parámetros: DBO5, DQO, SST, AyG. Se establece límites de pago adicional para cada rango y pesos específicos para cada uno de los parámetros.

Tabla 3.3. Definición de Rangos de Parámetros – SUNASS

RANGO	PARÁMETROS			
	DBO5	DQO	SST	AyG
VMA (mg/L)	500	1000	500	100
Rango 1	500,1 - 550	1000,1 - 1100	500,1 - 550	100,1 - 150
Rango 2	550,1 - 600	1100,1 - 1200	550,1 - 600	150,1 - 200
Rango 3	600,1 - 1000	1200,1 - 2500	600,1 - 1000	200,1 - 450
Rango 4	1000,1 - 10000	2500,1 - 10000	1000,1 - 10000	450,1 - 1000
Rango 5	Mayor que 10000	Mayor que 10000	Mayor que 10000	Mayor que 1000

Tabla 3.4. Definición de Límite de Pago Adicional – SUNASS

Rango	Límite de pago adicional
Rango 1	25% del importe facturado por el servicio de alcantarillado
Rango 2	75% del importe facturado por el servicio de alcantarillado
Rango 3	100% del importe facturado por el servicio de alcantarillado
Rango 4	10 veces el importe facturado por el servicio de alcantarillado
Rango 5	20 veces el importe facturado por el servicio de alcantarillado

Tabla 3.5. Asignación Porcentual – SUNASS

Parámetro	Asignación porcentual
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	25%
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	35%
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	20%
Aceites y Grasas (AyG)	20%

II Fórmula

El pago adicional se aplica sobre la estructura tarifaria definida entre la EPS y la SUNASS. Únicamente los usuarios que arrojen en la red colectora agua residual no doméstica con concentraciones de DBO5, DQO, SST y Aceites y Grasas por encima de los VMA.

Ecuación 1.

$$\text{PA} = \text{Importe a facturar por el servicio de alcantarillado} * \text{F}$$

Donde:

PA = Pago adicional

F = Factor de ajuste para calcular el pago adicional

Tabla 3.6. Factores por cada rango – SUNASS

RANGO	FACTORES INDIVIDUALES				TOTAL
	FDBO5	FDQO	FSST	FAyG	
Asignación porcentual	25%	35%	20%	20%	
Rango 1	6%	9%	5%	5%	25%
Rango 2	19%	26%	15%	15%	75%
Rango 3	25%	35%	20%	20%	100%
Rango 4	250%	350%	200%	200%	10 veces más
Rango 5	500%	700%	400%	400%	20 veces más

Ecuación 2.

$$F = FDBO5 + FDQO + FSST + FAyG$$

Donde:

F = Factor de ajuste para calcular el pago adicional

FDBO5 = Factor de exceso de FDBO5 de acuerdo al rango

FDQO = Factor de exceso de DQO de acuerdo al rango

FSST = Factor de exceso de SST de acuerdo al rango

FAyG = Factor de exceso de AyG de acuerdo al rango

III Etapa de implementación

La presente Metodología será aplicada, en cumplimiento con lo dispuesto en el D.S. N° 021-2009- VIVIENDA. Luego del primer año de aplicación, esta Superintendencia revisará los rangos y factores haciendo los ajustes pertinentes.

3.3.4.2. Decreto Supremo N° 022-2009-VIVIENDA Modificación de la Norma OS.090 (26.11.2009)

3.139 Tratamiento Preliminar Avanzado. Es un nivel superior al tratamiento preliminar o pretratamiento, que utiliza mecanismos físicos de cribado fino o tamizado fino, usando mallas o militamices con aberturas que varían de 0.25 mm hasta 6,00 mm. Su objetivo es acondicionar el agua residual retirando sólidos de tamaño superior a la abertura de la malla o militamiz. Generalmente, los militamices deben estar precedidos de cribas, desarenadores y separadores de grasas y aceites.

Las eficiencias de remoción de sólidos y grasas del tratamiento preliminar avanzado varían con el tamaño de las aberturas de las mallas o militamices. Para fines de evaluación de procesos de tratamiento de aguas residuales, el tratamiento preliminar avanzado es equivalente al tratamiento primario respecto a la remoción de microorganismos

4.3.11 En ningún caso se permitirá la descarga de aguas residuales sin tratamiento a un cuerpo receptor, aun cuando los estudios del cuerpo receptor indiquen que no es necesario el tratamiento. El tratamiento mínimo que deberán recibir las aguas residuales antes de su descarga, deberá ser el tratamiento primario. En caso dicha descarga se efectúe mediante emisario submarino, el tratamiento mínimo deberá ser tratamiento preliminar avanzado.

El tratamiento previo al vertimiento de aguas residuales a través de emisarios submarinos deberá ser como mínimo el tratamiento preliminar avanzado.

CAPITULO IV

RECURSOS, EQUIPOS Y METODOS

4.1. RECURSOS HUMANOS

A continuación se identifican, caracterizan y clasifican los recursos humanos participantes de la presente investigación.

A) Investigador

En la etapa de elaboración del proyecto de tesis se previó de un (01) tesista para los trabajos de toma de muestra, realización de pruebas de jarras, análisis físico químicos y biológicos del afluente y efluente del agua residual en el proceso de la investigación; sin embargo, en el desarrollo en campo y laboratorio de la investigación se observó que la cantidad de tareas a realizar por día de trabajo requería de 02 tesistas como mínimo.

B) Asesor

Es el recurso humano que es autoridad en la materia. Es decir que es un profesional en una disciplina, un investigador en una ciencia, un especialista en un tema y que tiene licencia para intervenir un proyecto. Se designó al siguiente recurso:

- Ingeniero Sanitario

C) Informantes

Son las personas que en forma directa o indirecta, tienen información relacionada a la investigación. La única condición del informador es tener algún conocimiento, así sea vago, del sistema que se investiga. Se requirió del siguiente recurso humano:

- Operador de procesos de producción.

- Ingeniero de proceso de producción.

D) Persona de Apoyo

Debido a que un equipo de prueba de jarras viene equipado por 06 jarras y solo se contaba con un investigador, se observó que era necesario el apoyo de otras 02 personas más para poder realizar la inyección de reactivos químicos; sin embargo, solo se pudo obtener un personal de apoyo en forma eventual por lo que solo se utilizaron 04 jarras del equipo.

4.2. EQUIPOS Y MATERIALES

A continuación se detallaran los materiales y equipo que fueron utilizados en el presente estudio.

4.2.1. Equipos

1) Equipo de Prueba de jarras

El equipo e prueba de jarras está conformada por paletas y un programador de hasta cuatro funciones.



Figura 4.1. Equipo de prueba de jarras

Con el equipo se utilizaron los siguientes accesorios:

- 04 vasos de plástico de 2L de capacidad de forma cubica.
- 08 vasos pequeños de plástico para toma de muestra y preparación de coagulante.

2) Digestor para DQO

Para digestión de muestras en las que se va a determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO).



Figura 4.2. Equipo Digestor para DQO

3) Colorímetro portátil DR/890

Para la medición de parámetros de color y DQO.



Figura 4.3. Equipo Colorímetro HATCH

4) Medidor de Ph

Equipo portátil mide temperatura y pH



Figura 4.4. Equipo Medidor de pH

5) Mufla de laboratorio

Equipo utilizado para la determinación de sólidos totales, suspendidos y disueltos. El rango de temperatura de operación es 100 °C a 600 °C



Figura 4.5. Mufla de laboratorio

6) Balanza analítica

Balanza utilizada para determinar los pesos de los crisoles utilizados en los análisis de sólidos.



Figura 4.6. Balanza Analítica

4.2.2. Materiales

1) Procedimiento de Prueba de jarras

- 02 fioles
- 02 pipetas graduadas
- 12 Jeringas (5 ml, 20 ml, 100 ml)
- 01 Cronometro
- 01 Probetas de 100 ml
- Reactivo: sulfato de aluminio y cal.

2) Análisis de DQO

- 01 caja de viales, cada cuenta con 150 viales.

3) Análisis de Solidos fijos y volátiles.

- 01 Desecador
- 01 Probeta de 50 ml.
- 01 Caja de papel filtro.
- 01 Pipeta volumétrica de 25 ml.
- 08 Cápsula de porcelana de 50 ml

4.3. DESARROLLO DE LA INVESTIGACION

4.3.1. ESCENARIO DE LA INVESTIGACIÓN

El proyecto de Investigación para la eliminación de materia orgánica empleando la desestabilización de la capa hidrofílica se realizó en las instalaciones de la planta industrial CHR. HANSEN, ubicado en el distrito del Ate (Lima).

El desarrollo de la parte experimental de este estudio se efectuó de la siguiente manera: 1) pruebas de coagulación-floculación-sedimentación, y 2) pruebas de complementarias a los procesos de coagulación-floculación. La primera etapa consistió en realizar pruebas de jarras de coagulación-floculación del agua residual de producción de antocianinas, evaluando inicialmente reactivos utilizados comúnmente en tratamiento de aguas y posteriormente la combinación coagulante-floculante, a partir sulfato de aluminio y cal. A continuación se describen los diseños de experimentos; los sistemas y técnicas experimentales; y las técnicas analíticas que se emplearon para desarrollar la parte experimental.

4.3.2. CARACTERÍSTICAS INICIALES DEL AGUA RESIDUAL

El agua residual utilizada en la presente investigación fue tomada del proceso industrial de producción de colorante orgánico Antocianina. La materia prima de dicha producción es el camote morado, el cual es obtenido de los valles de Casma–Ancash.

El punto de toma de muestra fue realizado en el tanque de equalización con un volumen útil de 70 m³ constituida de concreto armado enterrado, de base rectangular con dimensiones 4 x 6 x 3 m. Se tomaron muestras del registro de 0.60mx0.60m que cuenta con una tapa de material de F°F°, con tomador de polietileno, desde el centro de la unidad. El tanque de equalización recibe un caudal de 150 m³/d.

Tabla 4.1. Características de calidad de agua residual de producción de colorantes orgánicos - Antocianina.

Parámetros	Valor
pH	2.53
Turbidez NTU	288
Color Pt/Co	520
DQO (mg/L)	6,110
DBO (mg/L)	3,780
ST (mg/L)	6,368
STF (mg/L)	2,204
SDT (mg/L)	6,260
SDF (mg/L)	2,144
SST (mg/L)	108
STV (mg/L)	4,164
SDV (mg/L)	4,116
SSF (mg/L)	60
SSV (mg/L)	48

Fuente: Caracterización propia de la presente investigación.

4.3.3. REACTIVOS QUÍMICOS UTILIZADOS

En este capítulo se detallarán los reactivos químicos utilizados en el presente estudio.

Tabla 4.2. Coagulantes utilizados.

Coagulantes	Concentración
Cloruro Férrico	5%
Sulfato de aluminio tipo A	5%
Hipoclorito de Calcio	5%

Tabla 4.3. Floculantes utilizados.

Coagulantes	Concentración
Polímero anionico	0.2%
Polímero catiónico	0.2%

4.3.3.1. Sulfato de aluminio tipo A

Es ampliamente usada en el tratamiento de aguas como coagulante en la mayoría de los procesos hidrodinámicos de separación de sólidos, en especial de las partículas coloidales.

El Sulfato de Aluminio Tipo A es una sal inorgánica, que contiene 14 moles de agua, es manufacturada a partir de una fuente de Aluminio libre de hierro y ácido Sulfúrico.

- **Características del producto**

Nombre comercial: Sulfato de aluminio granulado tipo A

Peso molecular: 594.14 g/mol.

Formula química: $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$

Apariencia: cristales de color blanco/ soluble en agua

Contiene de 15.5% a 17% de Aluminio, expresado como Al_2O_3

- **Información relacionada al medio ambiente**

Toxicidad a los peces: TLm (48 horas, pez mosquito) = 240mg/L

Efectos Ambientales: Puede ser dañino a la vida acuática. Cuando el suelo se contamina con este material éste se acidifica.

Biodegradabilidad: No disponible

Consideraciones generales:

En exceso puede ser dañino para la vida acuática. Su toxicidad está asociada con el pH ácido. Cuando el suelo se contamina con este material se acidifica.

4.3.3.2. Cloruro férrico

El Cloruro Férrico se utiliza para depurar las aguas residuales y para tratamiento de aguas de consumo. FeCl_3 en medio acuoso ligeramente básico reacciona con el ión hidróxido para formar flóculos de FeO(OH) -, que puede eliminar los materiales en suspensión. Cuando se disuelve en agua, el cloruro de hierro (III) sufre hidrólisis y libera calor en una reacción exotérmica. De ello resulta una solución ácida y corrosiva que se utiliza como coagulante en el tratamiento de aguas residuales y la potabilización del agua.

También se utiliza en el acondicionamiento de lodos orgánicos antes de su deshidratación, principalmente en filtros prensa. Se utiliza también en la eliminación del fósforo de las aguas residuales (tratamiento terciario).

- **Características del producto**

Aspecto: Amarillo cristales delicuescentes de color marrón.

Olor: Ligero olor a ácido clorhídrico.

Solubilidad: Soluble en agua.

4.3.3.3. Hipoclorito de Calcio

Es un agente oxidante fuerte, germicida, bactericida, desinfectante efectivo en Potabilización del Agua, Tratamiento de aguas residuales, para piscinas y otras.

Desinfección de Equipos para el procesamiento de bebidas, Alimentos, etc. En las industrias cervecera, de bebidas gaseosas, vinos, jugos de frutas, etc. Control microbiológico en la agricultura (frutas, papas, vegetales, etc.) así mismo en el saneamiento de equipos y ambientes de las industrias lecheras, pesqueras, cárnicas, granjas avícolas, etc.

- **Características del producto**

Nombre comercial: Hipoclorito de Calcio

Peso molecular: 144.29 g/mol

Formula química: $\text{Ca}(\text{ClO})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$

Estructura: finos granos de color blanco

- **Información relacionada al medio ambiente**

Efectos Ambientales: es dañino para la vida acuática en soluciones diluidas.

Biodegradabilidad: totalmente

4.3.3.4. Hidróxido de Calcio

Hidromex se obtiene a partir de la caliza con bajo grado de humedad, esto permite obtener un producto de concentración adecuada que se emplea en la industria metalúrgica, agricultura, en la fabricación de productos químicos y como fuente de calcio. Presentación en sacos de papel triple pliego de 20kg.

4.3.4. METODOLOGIA DE PREPARACION DE REACTIVOS QUIMICOS

La preparación de reactivo en el presente estudio fue realizado con los materiales e instrumentos adecuados y la concentraciones previamente establecidas. La dosis a aplicar por cada reactivo en jarras de 2000 ml, fue realizado en base a la siguiente formula:

$$D \cdot Q = q \cdot C$$

Donde:

D: Dosis de reactivo a utilizar en mg/L

V: Volumen de la jarra utilizada en ml

q: Volumen de reactivo aplicar en ml

C: Concentración de reactivo en mg/L

4.3.4.1. Preparación del Sulfato de aluminio

La concentración de solución sulfato de aluminio preparado en el presente estudio fue de 5%. La preparación consistió en el pesado de 25 gr de sulfato de aluminio disuelto en una fiola de 500 ml.

4.3.4.2. Preparación del Cloruro Ferrico

La concentración de solución Cloruro férrico preparado en el presente estudio fue de 5%. La preparación consistió en el pesado de 25 gr de sulfato de aluminio disuelto en una fiola de 500 ml.

4.3.4.3. Preparación del Hipoclorito de calcio

La concentración de solución Hipoclorito de calcio preparado en el presente estudio fue de 2%. La preparación consistió en el pesado de 2 gr de sulfato de aluminio disuelto en una fiola de 200 ml.

4.3.4.4. Preparación del Hidróxido de calcio

La concentración de solución sulfato de aluminio preparado en el presente estudio fue de 10%. La preparación consistió en el pesado de 25 gr de sulfato de aluminio disuelto en una fiola de 250 ml.

4.3.5. EVALUACION PRELIMINAR DE REACTIVOS QUIMICOS

Los coagulantes evaluados son representativos de los productos más eficientes y ampliamente utilizados en el tratamiento de aguas residuales. Uno de ellos, es el sulfato de aluminio. Los floculantes se seleccionaron para probar el efecto de las distintas cargas eléctricas que éstos pueden tener. Se seleccionó un producto catiónico y uno aniónico.

4.3.5.1. Parámetros referenciales de Pruebas de jarras para coagulación-floculación

Los experimentos de coagulación-floculación se realizaron en un equipo de prueba de jarras siguiendo el método descrito por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2001).

Los tiempos y velocidades de agitación utilizados en los procesos de coagulación y de floculación se pueden observar en la Tabla 4.4. El reactivo coagulante se adicionó durante el mezclado rápido (300 rpm). Los valores de DQO, turbiedad, color y pH fueron cuantificados antes y después de las pruebas de jarras.

Tabla 4.4. Parametros referenciales empleados en prueba de jarras.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

4.3.5.2. Pruebas con Sulfato de aluminio

Se realizaron las pruebas de jarras para evaluar el desempeño del reactivo sulfato de aluminio, en cuanto a remoción de DQO, con su respectiva de valor de DQO inicial. Las dosis aplicadas al agua cruda se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Condiciones iniciales de prueba de jarras con sulfato de aluminio.

Jarra	1	2	3	4	5	6
Dosis (mg/L) al 5%	150	250	350	400	450	500



Figura 4.7. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio.

Después de aplicar las condiciones fisicoquímicas de la Tabla 4.4 y la Tabla 4.5 en la prueba de jarras, se determinaron las características del agua tratada analizando valores de DQO y pH como se muestra en la Tabla 4.6.

- **Resultados**

Tabla 4.6. Resultados experimentales de prueba de jarras con sulfato de aluminio

Jarra	Inicial	1	2	3	4	5	6
pH	5.09	4.98	4.81	4.72	4.65	4.59	4.51
DQO (mg/L)	4,020	4,080	4,120	4,190	4,180	4,210	4,110

DQO

Según los resultados obtenidos con la aplicación sulfato de aluminio, a dicho rango de dosis, no se obtuvo remociones en cuanto al parámetro de Demanda Química Oxígeno además, según la figura 4.8 no se observó una relación entre la dosis de sulfato de aluminio aplicado y la DQO resultante en el efluente tratado. Una explicación a este resultado obtenido se debe a que la materia orgánica presente en esta agua residual se encuentra en forma estable debido a la capa hidratada que las rodea, por lo cual los iones aluminio (Al^{3+}) liberados, que son hidrolizados para formar complejos de hidróxidos, no lograron desestabilizar las partículas mediante neutralización de cargas.

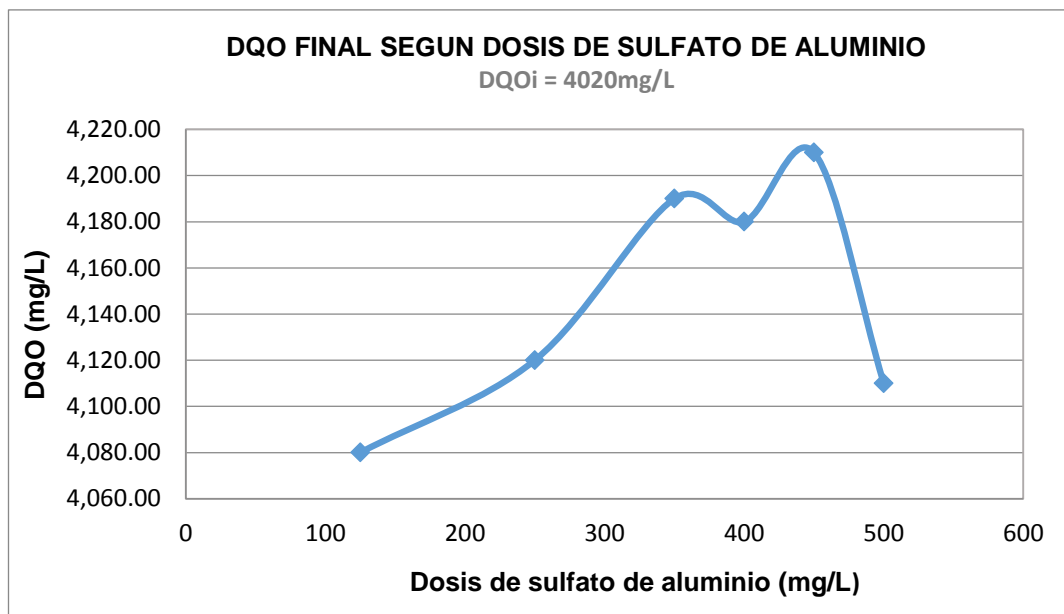


Figura 4.8. DQO final según dosis de sulfato de aluminio.

pH:

Según la figura 4.9, el pH resultante en el efluente tratado desciende según se aumenta la dosis aplicada de sulfato de aluminio, esto debido a que el las soluciones sulfato de aluminio posee naturaleza ácida, debido a su origen (sales producto de la neutralización de un ácido fuerte con una base débil), lo que se ve reflejado en el descenso del pH.

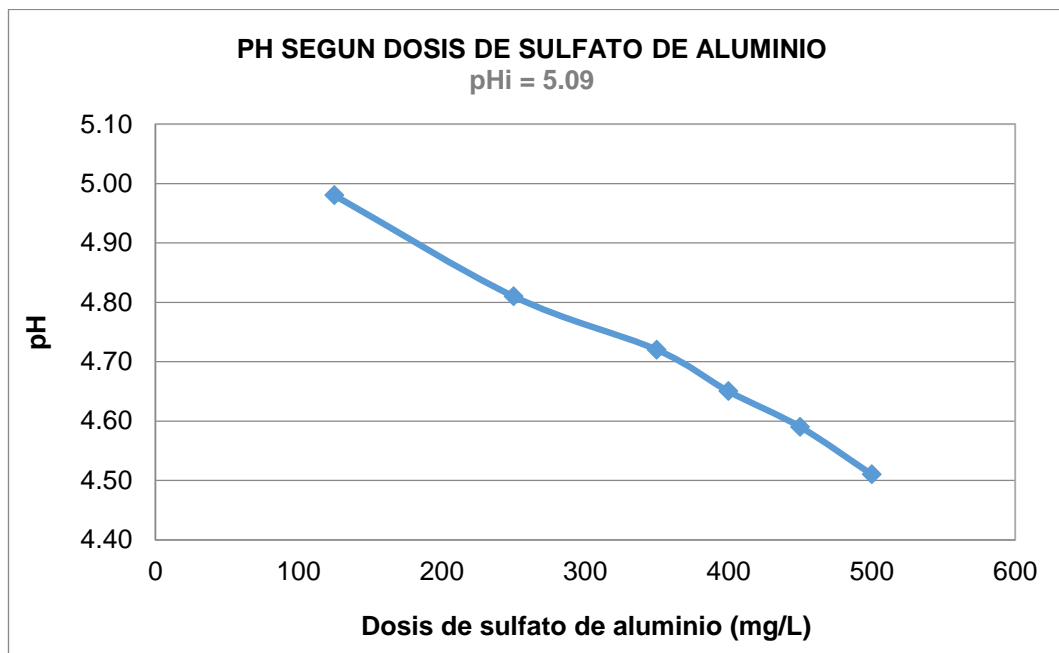


Figura 4.9. Variación de pH en función de dosis de sulfato de aluminio aplicado.

Comentario: De estos resultados se determina que se debe desestabilizar la materia orgánica previo a la aplicación del proceso coagulación – floculación y ampliar el rango de dosificación del coagulante.

4.3.5.3. Pruebas con Cloruro Férrico

En el desarrollo de la investigación también se realizaron las pruebas de jarras para evaluar la eficiencia del reactivo Cloruro férrico, analizando la remoción de DQO del agua residual industrial. Las dosis aplicadas al agua cruda se muestran en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Condiciones iniciales de prueba de jarras con cloruro férrico.

Jarra (pH _o 5.09)	1	2	3	4	5	6
Dosis (mg/L) al 5%	150	250	350	400	450	500



Figura 4.10. Prueba de jarras con Cloruro de férrico.

Después de aplicar las condiciones de la Tabla 4.7, se obtuvieron resultados de las características de agua tratada tomando los valores de DQO y pH como se muestra en la Tabla 4.8.

- **Resultados**

Tabla 4.8. Resultados experimentales de prueba de jarras con cloruro férrico.

Jarra	Inicial	1	2	3	4	5	6
DQO (mg/L)	4,080	4,110	4,130	4,170	4,120	4,220	4,250
Color	540	520	540	590	610	650	690

DQO

Según los resultados obtenidos con Cloruro férrico, a dicho rango de dosis aplicada, no se logró remover la DQO en el agua cruda no obteniéndose una relación entre la dosis de cloruro férrico y la DQO final en el efluente. Una explicación a este resultado obtenido se debería a que la materia orgánica presente en esta agua residual se encuentra en forma estable debido a la capa hidratada que las rodea, por lo cual los iones aluminio (Al^{+3}) liberados que hidrolizados para formar complejos de hidróxidos, no lograron desestabilizar las partículas mediante neutralización de cargas.

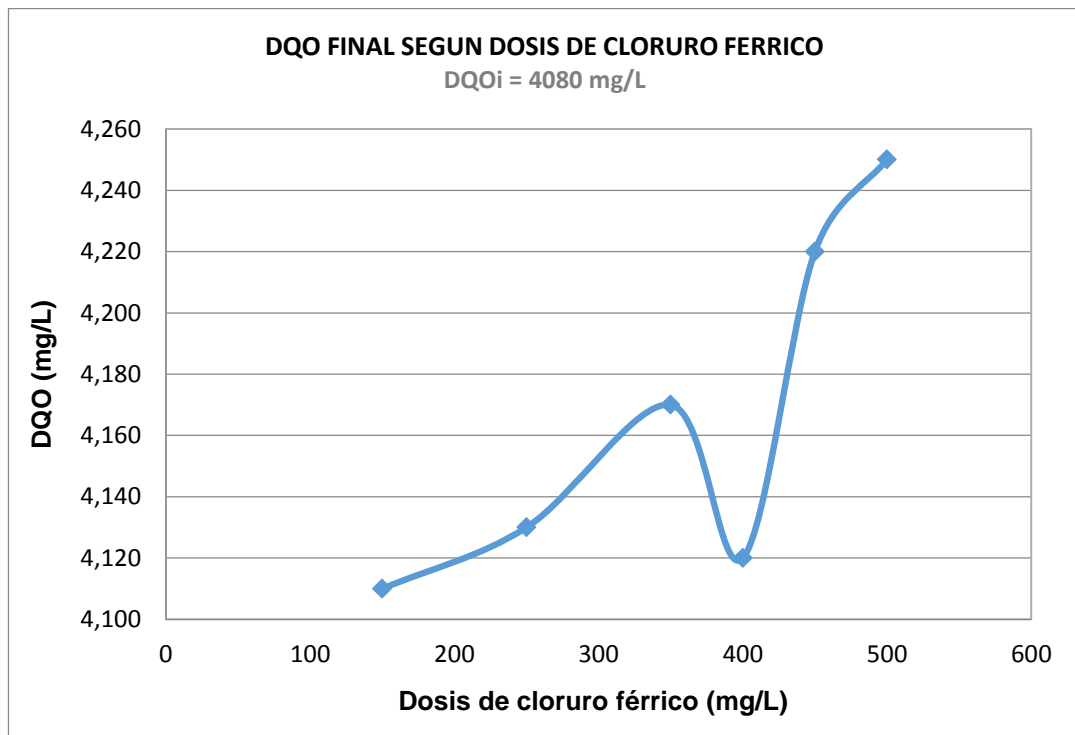


Figura 4.11. DQO final según Cloruro de férrico.

Color

Con respecto a los resultados del parámetro de color se observa que, según el rango de dosis en estudio, conforme aumenta la dosis del reactivo cloruro férrico también lo hace el color tornándose más oscuro.

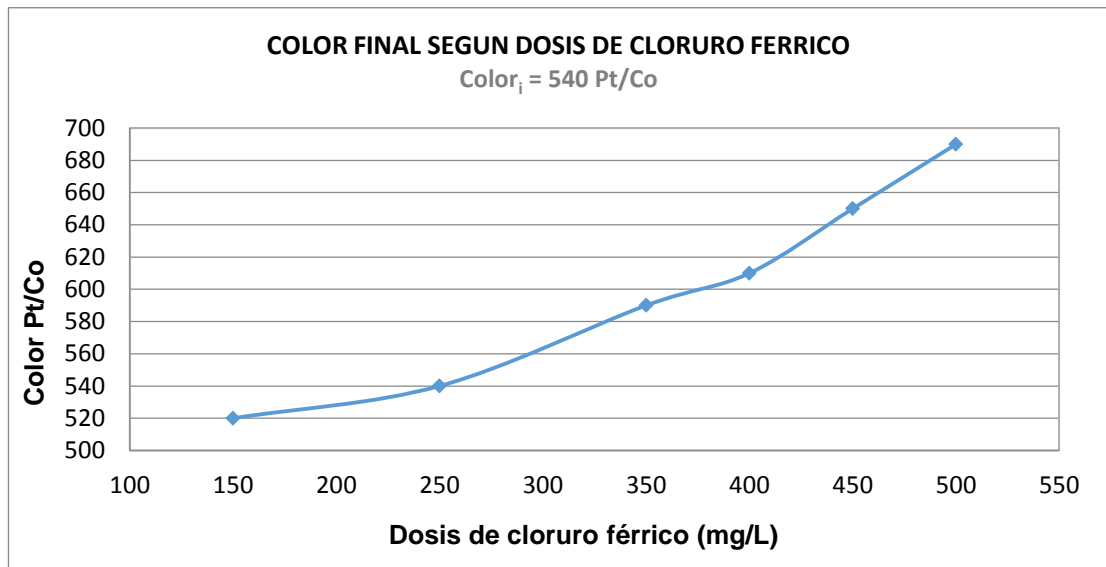


Figura 4.12. Prueba de jarras con Cloruro de férrico.



Figura 4.13. Muestras de agua tratada con Cloruro de férrico.

Comentario: De estos resultados se determina que la utilización del reactivo cloruro férrico, produce un impacto negativo de la calidad estética del agua tratada.

4.3.5.4. Pruebas con Hipoclorito de calcio

Se realizaron las pruebas de jarras para evaluar el desempeño del reactivo Hipoclorito de calcio, en cuanto a remoción de DQO, con su respectiva condición de valor de DQO inicial, con las dosis de que se muestran en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9. Condiciones iniciales de prueba de jarras con Hipoclorito de calcio.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Dosis 250 mg/L al 2% ($pH_{inicial}=2.48$)			
Mezcla rápida	5''	300	-
Floculación	60'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

- **Resultados**

Tabla 4.10. Resultados de pruebas con Hipoclorito de calcio

Jarra	Inicial	1	2
DQO (mg/L)	5,140	3,910	3,980



Figura 4.14. Muestras de agua tratada con Hipoclorito de calcio

Comentario: De acuerdo a los resultados de la tabla 4.10, la eficiencia, en cuanto a la remoción de la demanda química de oxígeno, del reactivo hipoclorito de calcio es de 23.92 % a un tiempo de contacto de 180 minutos. Debido al amplio tiempo de contacto que requiere este reactivo no se recomienda su aplicación ya que implicaría la construcción de una cámara de contacto con dimensiones considerables.

4.3.5.5. Pruebas con Hidróxido de calcio

Se realizaron las pruebas de jarras para evaluar la eficiencia del reactivo Hipoclorito de calcio, en cuanto a remoción de la Demanda Química de Oxígeno, con las dosis a aplicar mostradas en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11. Condiciones iniciales de prueba de jarras con Hidroxido de calcio.

Jarra (pHi 2.34)	1	2	3	4	5	6
Dosis (mg/L) al 5%	50	100	150	200	250	300



Figura 4.15. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.

Después de aplicar las condiciones de la Tabla 4.4, se obtuvieron resultados de las características de agua tratada tomando los valores de DQO y pH como se muestra en la Tabla 4.8.

- **Resultados**

Tabla 4.12. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio

Jarra	Inicial	1	2	3	4	5	6
pH	4.01	5.12	5.78	6.8	8.11	9.01	9.82
DQO (mg/L)	4,050	4,000	3,890	3,770	3,480	3,430	3,410
Color	410	410	400	380	370	250	300

DQO

Según los resultados obtenidos con la aplicación de Hidróxido de calcio, a dicho rango de dosis aplicada, la eficiencia, en cuanto a la remoción de la demanda química de oxígeno, es de 15.8 %. Durante el desarrollo de la prueba se observó la generación de sólidos suspendidos conforme se aumenta la dosificación, por lo tanto dicho porcentaje de remoción obtenido se debería a la sedimentación de dichos sólidos.

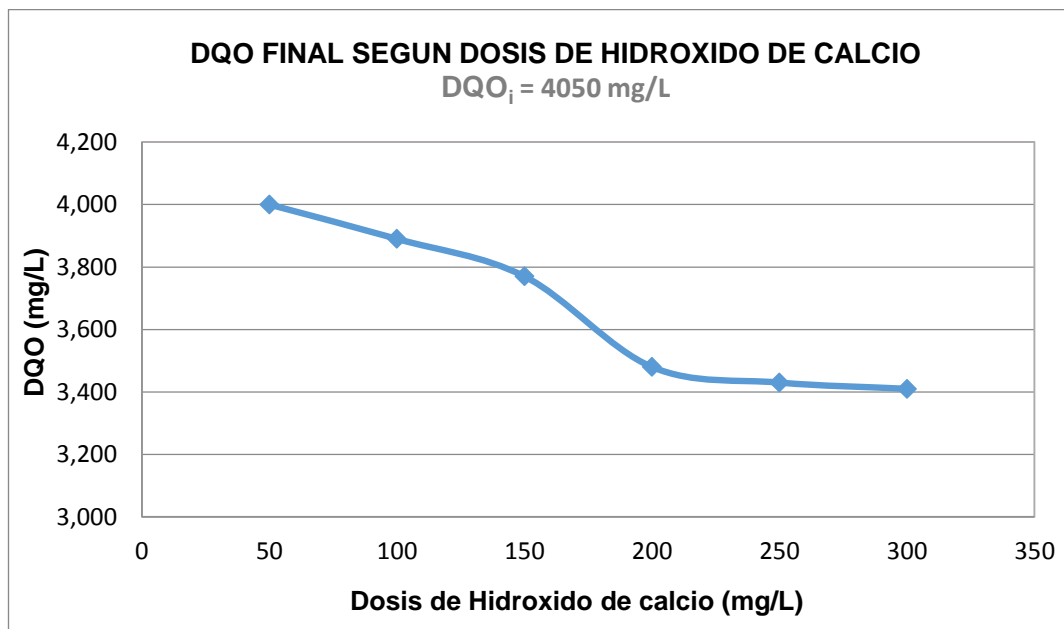


Figura 4.16. Resultados de DQO con Hidróxido de calcio

pH

Según la figura 4.18, el pH resultante en el efluente tratado asciende según se aumenta la dosis aplicada Hidróxido de calcio. Al alcanzar un pH de 8, se observa la formación de sólidos suspendidos, los cuales no poseen una buena sedimentabilidad.

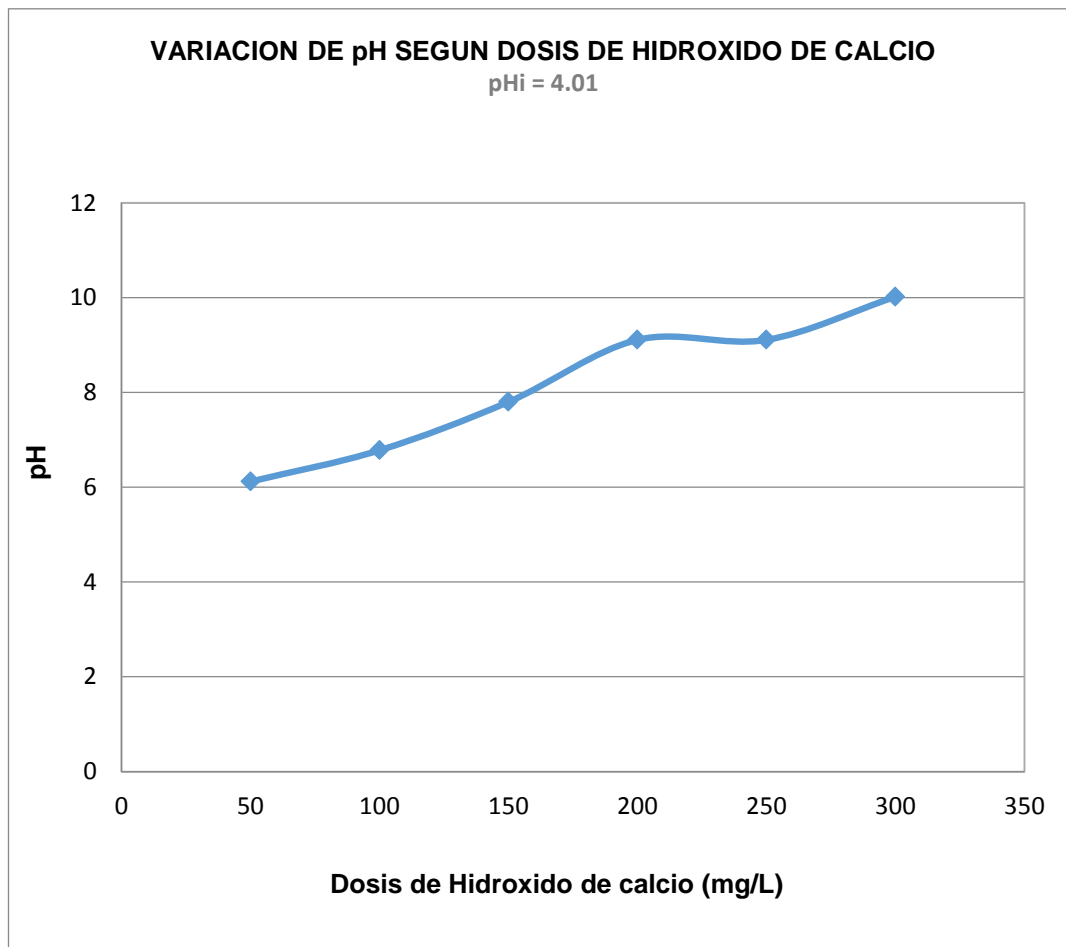


Figura 4.17. Resultados de pH con Hidróxido de calcio.

Color

Los resultados de color son muy variables, no releyando relación con la dosis aplicada de Hidróxido de calcio.

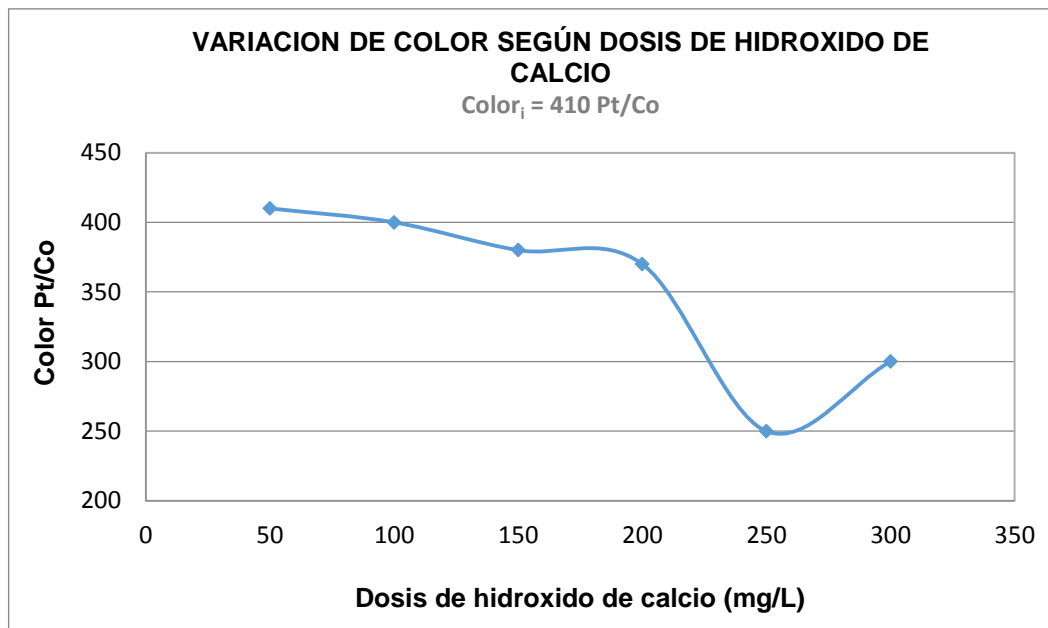


Figura 4.18. Resultados de Color con Hidróxido de calcio

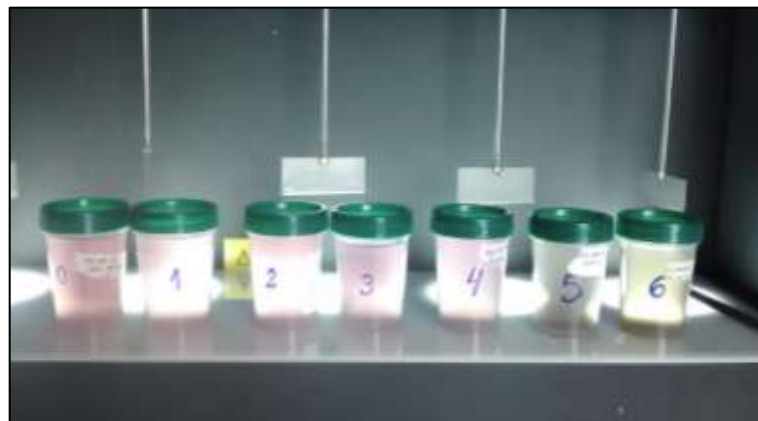


Figura 4.19. Muestras de agua tratada con Hidróxido de Calcio.



Figura 4.20. Muestras de agua tratada con Hidróxido de Calcio.



Figura 4.21. Generación de solidos suspendidos con Hidróxido de calcio.

4.3.6. METODOLOGIA DE DESESTABILIZACION DE COLOIDES HIDROFILICOS

De acuerdo a lo desarrollado en el punto 4.3.5 se ha visto la necesidad de realizar la aplicación de un reactivo químico en el agua residual que pueda desestabilizar a la materia orgánica antes de realizar la coagulación, debido a que dicha materia orgánica se encuentra en una forma más estable a causa de las condiciones de pH bajas que impiden que los coagulantes actúen de una forma eficiente. Según los resultados observados en el punto 4.3.5.5 el hidróxido de calcio tiene la propiedad de desestabilizar la materia orgánica llevándola a

formar partículas suspendidas, estas partículas en suspensión podrían reaccionar eficientemente con los hidróxidos formados en la aplicación de coagulantes.

4.3.6.1. Parámetros de Pruebas de jarras

Para la obtención de los parámetros óptimos de la combinación de hidróxido de calcio y sulfato de aluminio, los tiempos y velocidades de agitación utilizados se pueden observar en la Tabla 4.13.

Tabla 4.13. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Reacción de $Ca(OH)_2$	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

Las pruebas realizadas en base al cuadro 4.13. tendrán la siguiente estructura y se desarrollaran en el punto 5.4.

4.3.6.2. Determinación de parámetros óptimos de coagulación-floculación.

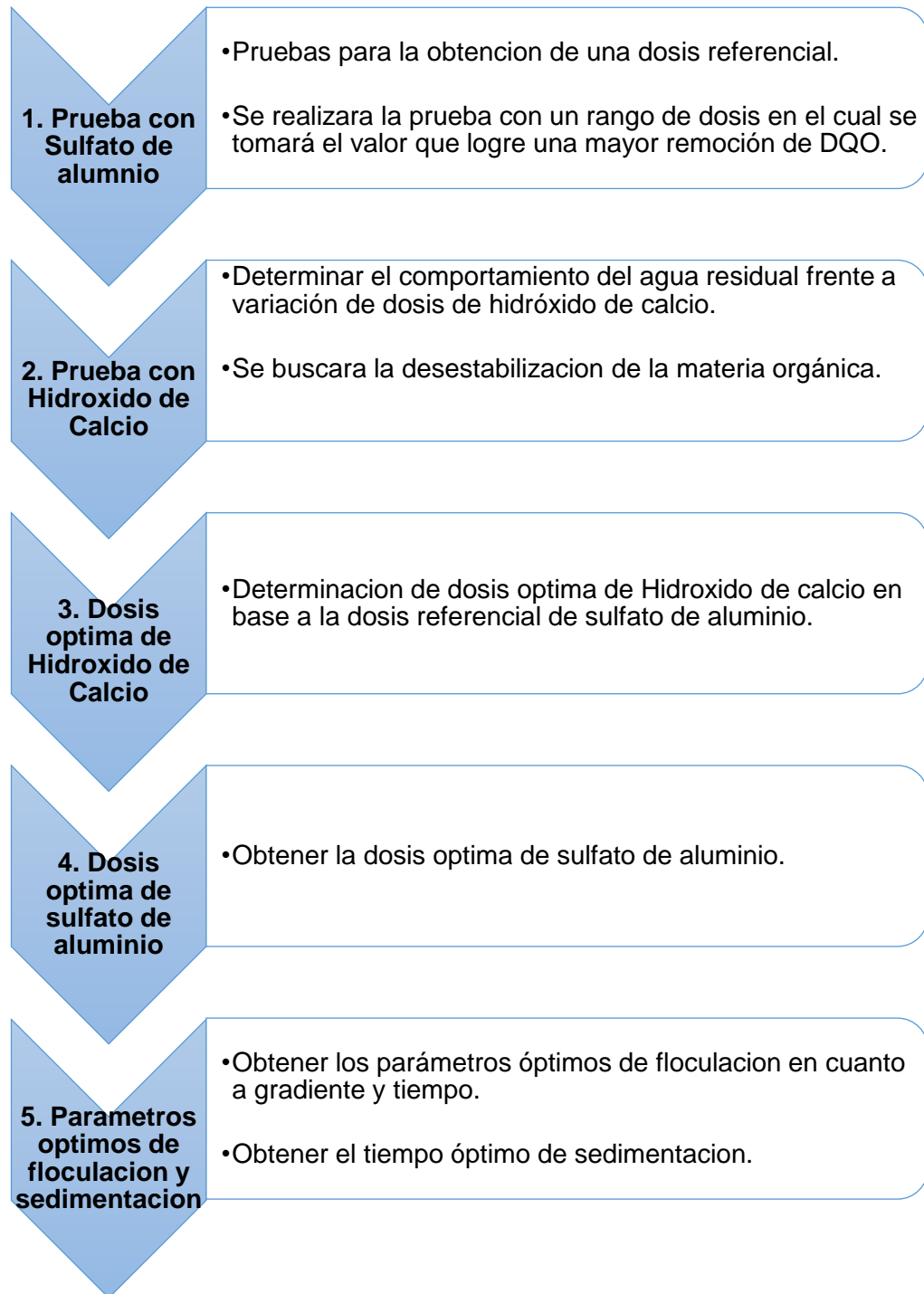


Figura 4.22. Esquema de realización de actividades

4.4. PROTOCOLO DE MEDICION

El protocolo para la medición y monitoreo de parámetros de la presente investigación se ha desarrollado para los principales parámetros del agua residual industrial. A continuación se indica el método para cada parámetro analizado.

4.4.1. PROTOCOLOS APHA

Están basados en los Métodos Estándar de Análisis de Agua y aguas residuales. A continuación se indica el método para cada parámetro analizado.

- **Color:** Método estándar APHA de platino-cobalto
- **DBO:** Método de dilución
- **DQO:** Método de digestión de reactor, Aprobado por la USEPA para realizar informes sobre análisis de aguas residuales.
- **SST:** Método estándar APHA de Solidos Totales Secados de 105-105 °C.

4.4.2. PROTOCOLOS USEPA

Están basados en los Métodos Estándar de Análisis de Agua y aguas residuales. A continuación se indica el método para cada parámetro analizado.

- **DQO:** Método de digestión de reactor, Aprobado por la USEPA para realizar informes sobre análisis de aguas residuales.

CAPITULO V

RESULTADOS

5.1. ACTIVIDADES PROSPECTIVAS

En esta capítulo se puntualizaran las actividades a realizar para la obtención de resultados y conclusiones del presente estudio.

En el siguiente cuadro se detallan las actividades realizadas durante la presente investigación por cada prueba de jarras realizada.

Tabla 5.1. Cronograma semanal de los análisis realizados en cada prueba de jarras.

CRONOGRAMA SEMANAL	VIERNES	SÁBADO	DOMINGO
08:00 - 09:00 AM		Preparación de Reactivos	Medición de DQO
09:00 - 10:00 AM		Medición de DQO	Resultados ST y SDT
10:00 - 11:00 AM		Resultados ST y SDT	Determinación de STF Y SDF
11:00 - 12:00 PM		Determinación de STF Y SDF	Medición de STF Y SDF
12:00 - 01:00 PM		Medición de STF Y SDF	Limpieza de crisoles
01:00 - 02:00 PM		Limpieza de crisoles	Medición de peso Crisoles
02:00 - 03:00 PM	Preparación de Reactivos	Medición de peso Crisoles	
03:00 - 04:00 PM	Toma de muestra	Prueba 2	

04:00 - 05:00 PM	Prueba 1	Análisis de DQO	
05:00 - 06:00 PM	Limpieza de crisoles	Análisis de DQO	
06:00 - 07:00 PM	Determinación de ST y SDT	Determinación de ST y SDT	
07:00 - 08:00 PM	Análisis de DQO		
08:00 - 09:00 PM	Análisis de DQO		

Debido a que el procedimiento convencional para la obtención de parámetros óptimos no dio resultados relevantes en cuanto a la remoción de los principales parámetros analizados. Se llama procedimiento convencional a la secuencia de obtención de parámetros, la cual sigue el siguiente orden:

1. Dosis optima de Coagulante.
2. Concentración optima de coagulante
3. pH Optimo
4. Floculación
5. Sedimentación

Por lo tanto de acuerdo a lo estudiado en el punto 4.3.5, se determinó la siguiente secuencia de pruebas para lograr remociones relevantes en cuanto a los principales parámetros de calidad de agua.

1. Pruebas para obtención de dosis referencial de Sulfato de aluminio.
2. Pruebas preliminares con Hidróxido de Calcio
3. Dosis optima Hidróxido de calcio
4. Dosis optima de sulfato de aluminio
5. Floculación
6. Sedimentación

5.1.1. Obtención de dosis referencial de sulfato de aluminio.

Como se mencionó en el punto 4.3.5, las condiciones iniciales del agua residual industrial no son favorables para el desarrollo físico químico convencional; por lo tanto se procedió a determinar una dosis referencial a través de una prueba de jarras según las condiciones de la Tabla 4.13.

El criterio de la selección de esta dosis referencial se basa principalmente en la remoción de DQO, es decir, la dosis que alcance mayor porcentaje de remoción en la prueba de jarras será utilizada para la determinación de la dosis óptima de hidróxido de calcio.

Las condiciones físicas para la realización de la pruebas de jarras serán detalladas a continuación.

Tabla 5.2. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapas	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

Estas condiciones están basadas en investigaciones anteriores, una de ellas es la investigación llamada "Reducción de la demanda química de oxígeno en las aguas residuales del café mediante floculación química y procesos de oxidación avanzada" Realizada por Zayas Pérez Teresa, Geissler Gunther y Hernandez Fernando.

5.1.2. Pruebas preliminares con Hidróxido de calcio

Durante el desarrollo de la investigación, se vio la necesidad de realizar unas pruebas preliminares para analizar el comportamiento del agua residual frente a la dosificación de Hidróxido de calcio.

Se observó que el agua residual reacciona a los cambio de pH; sin embargo; no muestra es mismo comportamiento si este es modificado con Hidróxido de Sodio.

Las condiciones físicas para la realización de la pruebas de jarras serán detalladas a continuación.

Tabla 5.3. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con Hidroxido de calcio.

Etapas	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]
Reacción del Ca(OH)_2	20''	300

5.1.3. Dosis Óptima de Hidróxido de calcio

Debido a que el hidróxido de calcio genera partículas suspendidas en el agua residual, se analizará la aplicación de sulfato de aluminio posterior a la aplicación de Hidróxido de Calcio. Con la dosis referencial de sulfato de aluminio se determinará la dosis óptima de Hidróxido de calcio.

Las condiciones físicas para la realización de la pruebas de jarras serán detalladas a continuación.

Tabla 5.4. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapas	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]
Reacción del Ca(OH)_2	20''	300
Coagulación	5''	300
Floculación	20'	34
Sedimentación	20'	-

5.1.4. Dosis Óptima de Sulfato de aluminio

Una vez obtenida la dosis óptima de hidróxido de calcio se procederá a realizar las pruebas para la obtención de la dosis óptima de sulfato de aluminio.

Las condiciones físicas para la realización de la pruebas de jarras serán detalladas a continuación.

Tabla 5.5. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]
Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$	20''	300
Coagulación	5''	300
Floculación	20'	34
Sedimentación	20'	-

5.1.5. Parámetros óptimos de floculación y sedimentación

Después de obtener los valores óptimos de dosis en cuanto al reactivo sulfato de aluminio e Hidróxido de calcio, se continuará con la obtención de los parámetros óptimos de floculación y sedimentación.

Tabla 5.6. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de floculación

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]
Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$	20''	300
Coagulación	5''	300

5.2. CONDICIONES DE USO Y MEDICIONES

En este punto se detallará las condiciones de uso de los reactivos químicos y el procedimiento que se realizó para la toma de muestra y su preservación.

5.2.1. CONDICIONES DE USO DE REACTIVOS QUÍMICOS

5.2.1.1. Sulfato de aluminio tipo A

- **Manipulación y almacenaje**

Precauciones a Tomar: Manipulación con implementos de seguridad, guantes de goma puño largo, lentes, ropa para productos químicos, mascarilla para polvos.

Recomendaciones específicas sobre manipulación segura: Manipular en un local de trabajo bien ventilado. Durante la manipulación no beber, comer ni fumar. Evitar el contacto con los ojos. El personal involucrado con su manipulación debe tener todos los elementos de protección recomendados.

Condiciones de Almacenamiento: Almacene en un lugar fresco y seco y bien ventilado; los envases deben estar bien cerrados, porque pueden ganar o perder agua, en condiciones desfavorable de almacenaje debido a que contiene aprox. 14 moles de agua de constitución, pudiendo llegar hasta completar las 18 moles de agua (hidrato químicamente más estable).

5.2.1.2. Cloruro Férrico

- **Manejo y almacenamiento**

Mantener en un recipiente cerrado herméticamente, almacene en un lugar fresco, seco y ventilado. Proteger contra daño físico. Aislar de sustancias incompatibles. Los contenedores de este material pueden ser peligrosos cuando

están vacíos ya que retienen residuos del producto (polvo, sólidos); observar todas las advertencias y precauciones indicadas para el producto.

5.2.1.3. Hipoclorito de calcio

- **Manipulación y almacenaje**

Precauciones a Tomar: Manipulación con implementos de seguridad, guantes de goma puño largo, lentes, ropa para productos químicos, botas de resistencia química.

Recomendaciones específicas sobre manipulación segura: Evitar inhalar los vapores. Manipular en un local de trabajo bien ventilado. Durante la manipulación no beber, comer ni fumar. Evitar el contacto con los ojos, el área de trabajo debe contar con lavador de ojos. El personal involucrado con su manipulación debe tener todos los elementos de protección recomendados.

Condiciones de Almacenamiento: Almacenar bajo sombra en lugares ventilados, lejos de sustancias incompatibles en envases de PVC, polipropileno, deben estar cerrados; para preservar el producto del medio ambiente.

5.2.1.4. Hidróxido de calcio

- **Manipulación y almacenaje**

Mantener lejos de fuentes de calor.

Medidas de protección técnicas: Usar siempre protección personal, mantener la higiene.

Almacenamiento: Rotular los recipientes adecuadamente, no almacenar en recipientes de metales ligeros. Almacenar en lugares ventilados, frescos y secos. Manipulación: No coma, no beba, no fume mientras manipule este producto.

5.2.2. TOMA Y PRESERVACION DE MUESTRAS

Las muestras serán recolectadas y preservadas teniendo en cuenta cada uno de los parámetros considerados.

- **Toma de muestras de agua residual**

La muestra del agua residual fue tomada del tanque homogenizador de la planta industrial Chr. Hansen. Para la toma de muestra se utilizaron baldes y un tomador de muestra. El tanque homogenizador consta de un volumen útil de 70 m³ para un caudal de 150m³/d.



Figura 5.1. Tanque Homgenizador punto de toma de muestra.

Durante el desarrollo del presente estudio, el tanque de homogenizador no cumplía con la función de homogenizar adecuadamente los caudales de producción; ya que dicho sistema cuenta con una bomba sumergible que se accionaba cada vez que el agua llegaba al nivel máximo vaciando el tanque hasta su nivel mínimo, es decir, cumplía la función de una cámara de bombeo. Debido a estas condiciones se tuvo que analizar el tiempo adecuando en el que se debía tomar la muestra, siendo las 15:00 horas el momento en el que se obtenía las características representativas del agua residual por la finalización de un ciclo de producción.



Figura 5.2. Implementos para toma de muestra.

- **Preservación de muestras**

Para el desarrollo de la presente investigación se tomaron 25 L de agua residual por cada prueba de jarras. La muestra fue tomada como máximo un día antes de realizar las pruebas, debido a que durante la investigación no se contó con un sistema de refrigeración para este volumen de agua residual. Se evidenció que si se almacenaba el agua residual más de 5 días se generaba el crecimiento de hongos los cuales cubrían la superficie del agua residual y otra gran parte quedaba suspendida, lo que obstaculizaba el desarrollo adecuado de la investigación.



Figura 5.3. Estado del agua residual en días de almacenamiento.

Una vez obtenida el agua residual tratada, se seguía con la realización del análisis de los principales parámetros de calidad de agua; sin embargo, hubo ocasiones en las cuales fue imposible la realización inmediata de los análisis por lo que se procedió a preservar las muestras según indica la tabla adjunta.

Tabla 5.7. Requisitos para toma de muestra de agua residual y preservación de las muestras para el monitoreo.

Determinación/Parámetro	Recipiente	Volumen mínimo de muestra (1)	Preservación y concentración	Tiempo máximo de duración
Fisicoquímico				
Temperatura	P,V	1000 mL	No es posible	15 min
pH (2)		50 mL	No es posible	15 min
DBO ₅ (3)	P,V	1000 mL	Refrigerar a 4°C	48 horas
DQO (3)	P,V	100 mL	Analizar lo más pronto posible, o agregar H ₂ SO ₄ hasta pH<2; refrigerar a 4°C	28 días
Aceites y grasas	V, ámbar boca ancha calibrado	1000 mL	Agregar HCl hasta pH<2, refrigerar a 4°C	28 días
Sólidos suspendidos Totales (SST)	P,V	100 mL	Refrigerar a 4°C	7 días

5.3. SENSIBILIZACION Y DIFUSIÓN DE INFORMACIÓN

El presente punto pretende exponer las principales actividades a nivel nacional relacionadas a la concientización de los usuarios no domésticos respecto al manejo de sus aguas residuales y detallar las responsabilidades del vertimiento de agua residual sin tratamiento.

La finalidad de esta difusión de información es conocimiento sobre la normativa relacionada con los Valores Máximos Admisibles (VMA) y a su vez crear conciencia sobre lo que los usuarios deben hacer para el cumplimiento de las normas, al ser de vital importancia mantener la infraestructura sanitaria de alcantarillado en buen estado para beneficio del medio ambiente y la salud de la población. Dentro de la gestión de aguas residuales, los usuarios no domésticos deben conocer las diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales con el fin de que puedan aplicarlos a las condiciones de sus aguas residuales y operación de sus plantas de producción.

5.3.1. Actividades de difusión de información

Los principales temas en la difusión de información son:

- Problemática de las aguas residuales industriales e importancia del tratamiento de efluentes.
- Soluciones técnicas integrales para el Tratamiento de Aguas Residuales no domésticas.
- Difusión de la Normativa, objetivos, alcances, procedimientos, requisitos, control y fiscalización.
- Experiencias exitosas en la aplicación de soluciones tecnológicas para el control.
- Recuperación y re-uso de las aguas residuales.

Las principales actividades que se realizan en nuestro país para la sensibilización del manejo de aguas residuales son:

- Expo Agua Perú.
- Encuentro Técnico Interamericano de Alto nivel
- Encuentro Internacional de Valores Máximos Admisibles VMA
- Feria Tecnológica de agua y saneamiento
- Charlas Técnicas a cargo de empresas expositoras

5.4. RESULTADOS Y DISCUSION

5.4.1. COMBINACIÓN DE HIDRÓXIDO DE CALCIO Y SULFATO DE ALUMINIO

De la experiencia obtenida en el punto 4.3.5. se pudo determinar que al agregar hidróxido de calcio al agua cruda se produce la formación de sólidos suspendidos; esto debido a la propiedad que tienen de las antocianinas al reaccionar con la variación del pH.

El procedimiento convencional de la obtención de los parámetros óptimos para un proceso físico químico de coagulación-floculación indica, como primer paso, obtener la dosis óptima del coagulante; sin embargo, como se mostró anteriormente y como se reafirmará más adelante, el agua residual industrial utilizado no permitió seguir dicho procedimiento debido a que, como primer paso, se debió conseguir sólidos suspendidos para producir la coagulación de estos. A este proceso se le conoce como coacervación y se explica con mayor detalle en el punto 1.5.

5.4.1.1. Dosis referencial de sulfato de aluminio.

Inicialmente se procedió a determinar la dosis óptima de sulfato de aluminio; sin embargo, los resultados obtenidos no reflejaron remociones considerables en los principales parámetros analizados; por lo cual estos resultados serán tomados para la obtención de una dosis referencial de sulfato de aluminio.

Los parámetros de tiempo y velocidad de agitación en la mezcla rápida, coagulación y floculación fueron tomados también en forma referencial y posteriormente afinados de acuerdo a los resultados de la prueba de jarras.

Tabla 5.8. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

- **Dosis referencial de sulfato de aluminio**

Como se mencionó anteriormente, se procedió a iniciar con las pruebas de jarras para obtener el parámetro de dosis óptima de sulfato aluminio; sin embargo, los resultados no mostraron una remoción apropiada de DQO. Por lo cual, en el presente punto, se realizará una prueba de jarras con un rango más amplio de dosis de sulfato de aluminio, del cual se tomará como dosis referencial al que remueva la mayor cantidad de DQO.

Tabla 5.9. Condiciones iniciales de prueba de jarras con sulfato de aluminio.

Jarra	1	2	3	4
Dosis (mg/L) al 5%	100	500	1000	2000
Vol. (ml)	4	20	40	80
pHo	2.45			
DQO _{inicial} (mg/L)	5970			
Color (Pt/Co)	395			

- **Resultados**

Tabla 5.10. Resultados experimentales de prueba de jarras con sulfato de aluminio.

Jarra	Crudo	1	2	3	4
pH Inicial	2.45	-	-	-	-
pH final	-	2.41	2.40	2.39	2.28
Color	395	475	520	525	765
DQO (mg/L)	5,970	6,045	5,950	5,525	6,570
ST (mg/L)	6,352	6,516	6,588	6,092	7,964
STF (mg/L)	2,164	2,544	2,516	2,588	3,892
SDT (mg/L)	6,180	5,960	5,984	5,944	7,644
SDF (mg/L)	2,144	2,148	2,352	2,504	3,688
SST (mg/L)	172	556	604	148	320
STV (mg/L)	4,188	3,972	4,072	3,504	4,072
SDV (mg/L)	4,036	3,812	3,632	3,440	3,956
SSF (mg/L)	20	396	164	84	204
SSV (mg/L)	152	160	440	64	116

Tabla 5.11. Porcentajes de remoción de los principales parámetros.

Jarra	1	2	3	4
DQO (mg/L)	-1.26%	0.34%	7.45%	-10.05%
ST (mg/L)	-2.58%	-3.72%	4.09%	-25.38%
STV (mg/L)	5.16%	2.77%	16.33%	3.72%
SDV (mg/L)	5.55%	10.01%	14.77%	1.98%

Según los resultados mostrados en las tablas 5.10 y 5.11; el mayor rango de remoción de los principales parámetros se logra a una dosis de 1000 mg/L de sulfato de aluminio. Estos resultados obtenidos serán utilizados para la obtención de la dosis óptima de hidróxido de calcio.

La remoción del parámetro de DQO alcanza un porcentaje de 7.45 %, esto debido a que se observa una reducción en concentración lo solidos volátiles totales en un 16.33 %.



Figura 5.4. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio.

- **Discusión de resultados**

DQO

De acuerdo a los resultados presentados en la tabla 5.11 se evidencia una remoción de Demanda Química de Oxígeno llegando a un valor de 16.33%; esto debido a la mínima acción del coagulante para remover la materia orgánica.

La figura 5.5 muestra la relación entre la Demanda Química de Oxígeno y la dosis de sulfato de aluminio aplicada al agua residual. Como se indicó en el punto 4.3.5.2, la materia orgánica presente en esta agua residual se encuentra en su mayoría en forma disuelta, por lo cual los iones aluminio (Al^{3+}) liberados que hidrolizados para formar complejos de hidróxidos que no lograron desestabilizar la gran parte de las partículas disueltas mediante neutralización de cargas.

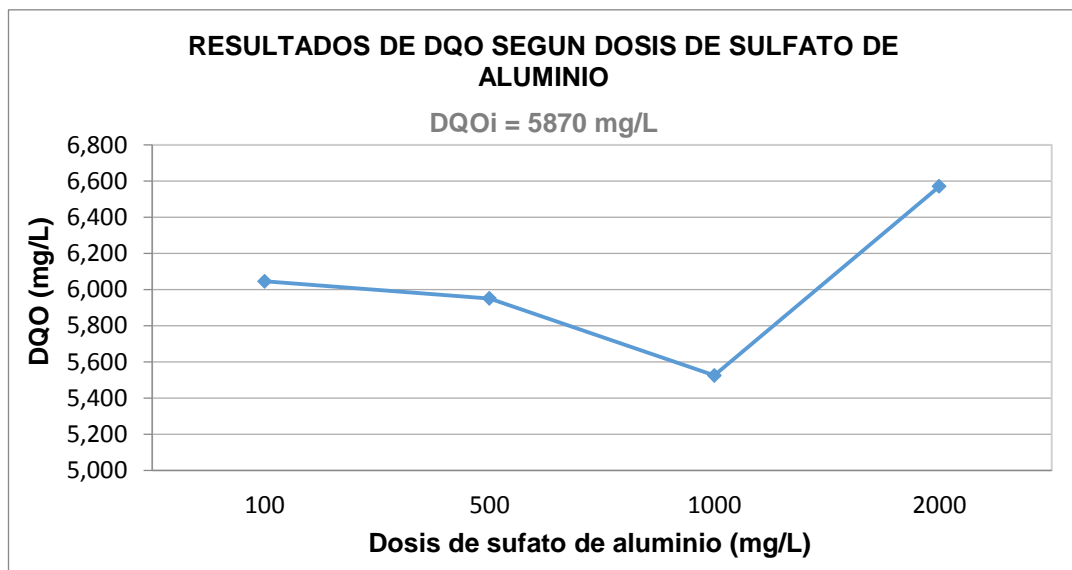


Figura 5.5. Resultados de DQO según dosis Sulfato de aluminio.

Color

La figura 5.6. muestra el resultado del parámetro color medidos en Pt/Co, a medida que se incrementa la dosificación del coagulante se incrementa el color, esto debido a que, por ser una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico) sus soluciones acuosas generan el descenso de pH; ante ello, la antocianina se torna más rojiza.

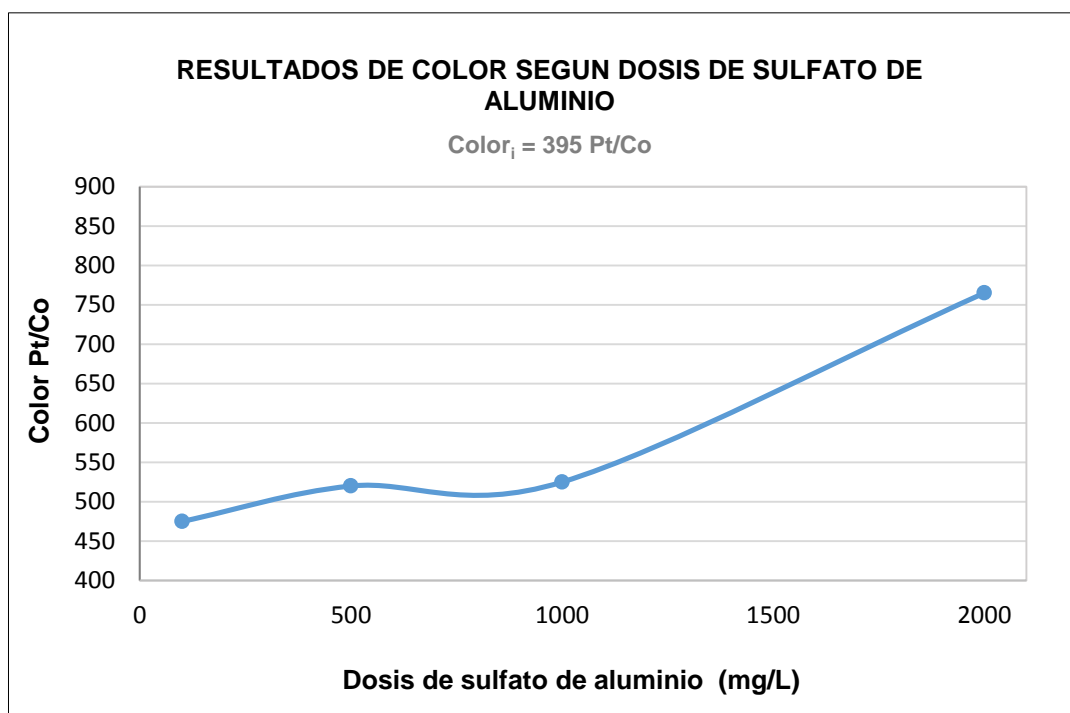


Figura 5.6. Resultado de color según dosis de sulfato de aluminio.

pH

Como se mencionó anteriormente, el pH desciende conforme se aumenta la dosificación de Sulfato de aluminio, esto debido a que la poca alcalinidad contenida en el agua residual es absorbida por los iones metálicos.

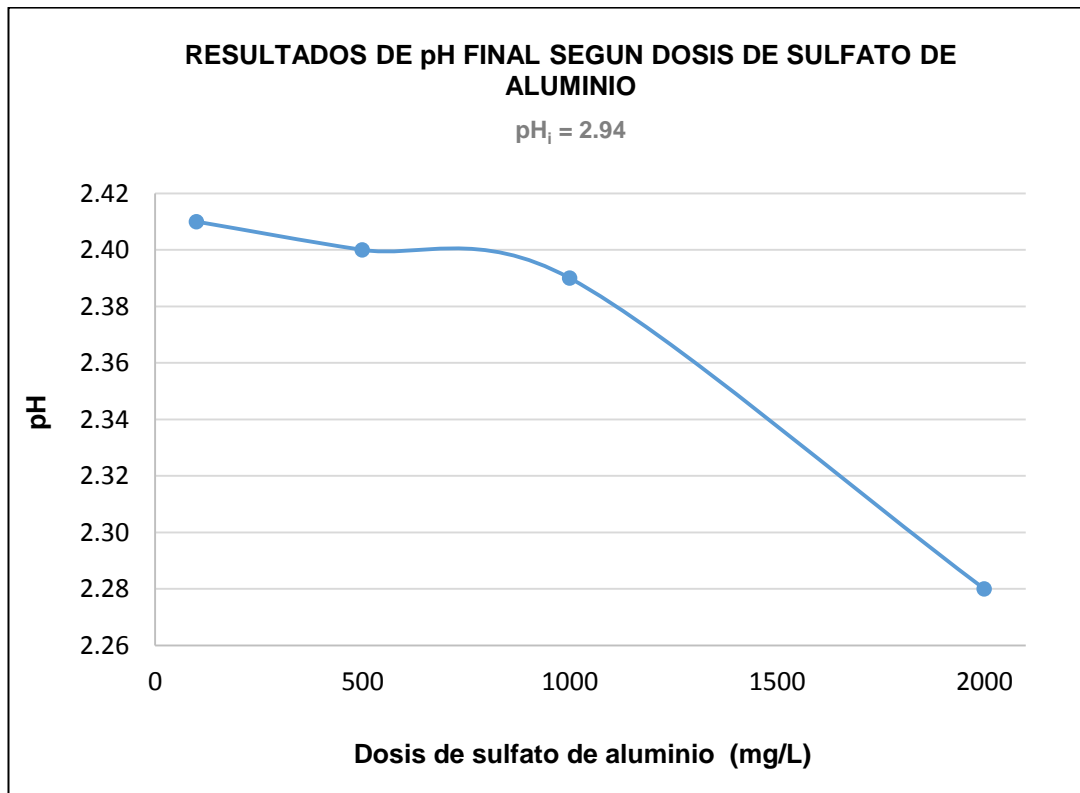


Figura 5.7. pH final según dosis de sulfato de aluminio.

Sólidos Totales Volátiles

Uno de los parámetros que representan la materia orgánica en el agua residual son los sólidos volátiles. En la presente prueba se produjo una reducción de la cantidad de sólidos totales volátiles en un 16.33% para la aplicación de dosis de 1000 mg/L esto corresponde con la reducción con la concentración de DQO.



Figura 5.8. Resultado de S.T.V. según dosis de sulfato de aluminio.

Solidos Disueltos Volátiles

En la presente prueba se produjo un aumento en la cantidad de solidos suspendidos volátiles en un 14.77% para la aplicación de dosis de 1000 mg/L.



Figura 5.9. Resultado de S.D.V. según dosis de sulfato de aluminio.

Solidos Totales (ST) Y Solidos Fijos Totales (SFT)

El proceso industrial incluye la aplicación de ácido clorhídrico e hidróxido de sodio para la obtención de a antocianina, por lo cual estos cantidad de solidos se mantendrá presente y gran parte de ella no será removida mediante el proceso de coagulación-floculación.

5.4.1.2. Comportamiento del agua residual frente al Hidróxido de calcio.

En el presente punto se realizaran pruebas de jarras con la finalidad de evaluar la formación de solidos suspendidos en base a la aplicación de Hidróxido de calcio, los parámetros utilizados en el presente punto fueron la turbidez y pH medidos en el agua tratada.

Tabla 5.12. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con Hidróxido de cal.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]
Hidróxido de cal al 10%, pHo 2.52.		
Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$	20''	300



Figura 5.10. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.



Figura 5.11. Prueba de jarras con Hidróxido de calcio.

- **Resultados**

Tabla 5.13. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.

Vol (ml)	Dosis (mg/L)	Turbidez	pH
1	50	133	2.63
2	100	122	3.00
3	150	142	3.50
4	200	145	4.78
5	250	140	5.90
6	300	152	6.15
10	500	184	6.6
12	600	220	7.02
14	700	232	7.67
16	800	434	8.12
18	900	490	8.82
20	1000	528	9.56
24	1200	580	10.48
26	1300	590	11.52
28	1400	610	12.18

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Se observó que a medida que se aumenta la dosis aplicada de hidróxido de calcio, se generan sólidos suspendidos y se aprecia la modificación del color en el agua residual.

A partir de que se alcanza un pH de 8, se empiezan a formar sólidos suspendidos, esto debido a que se lograron desentablillar las antocianinas con la aplicación del hidróxido de calcio con un dosis de 800 mg/L.

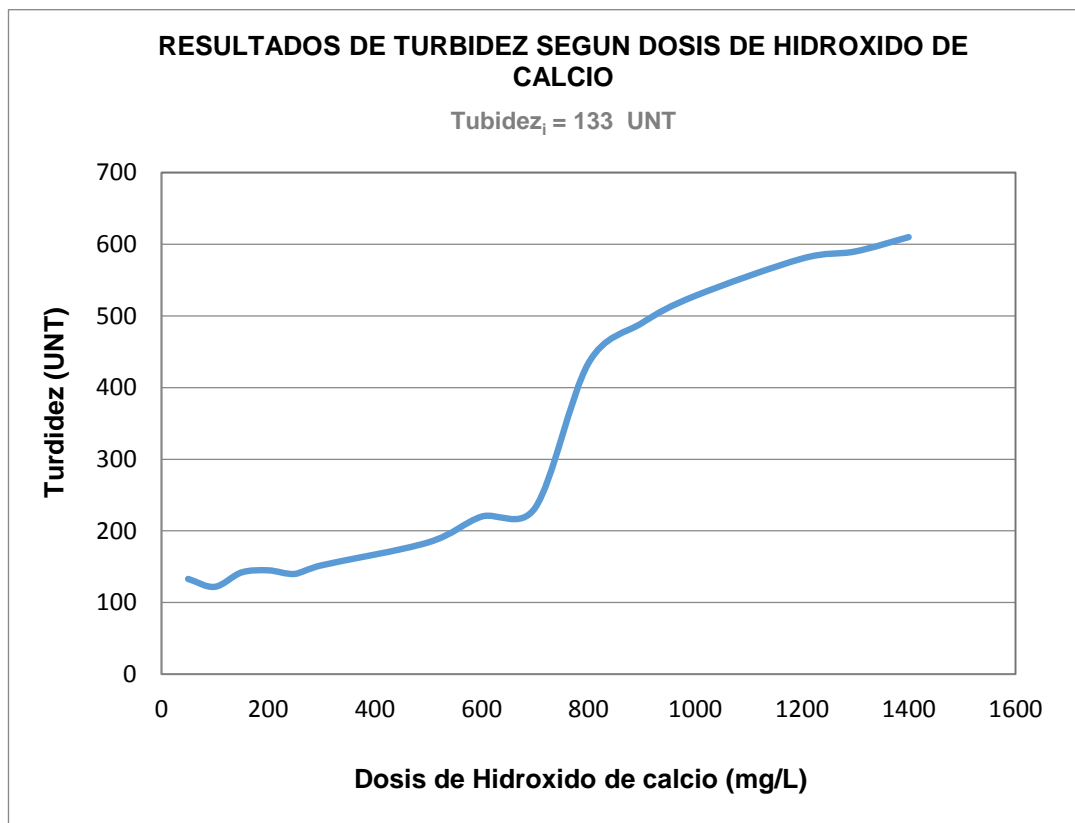


Figura 5.12. Turbidez final según dosis de Hidróxido de calcio.

pH

A medida que la dosis aplicada de Hidróxido de calcio era aplicada al agua residual el pH final ascendió hasta el valor de 12 con una dosis de 1400 mg/L.

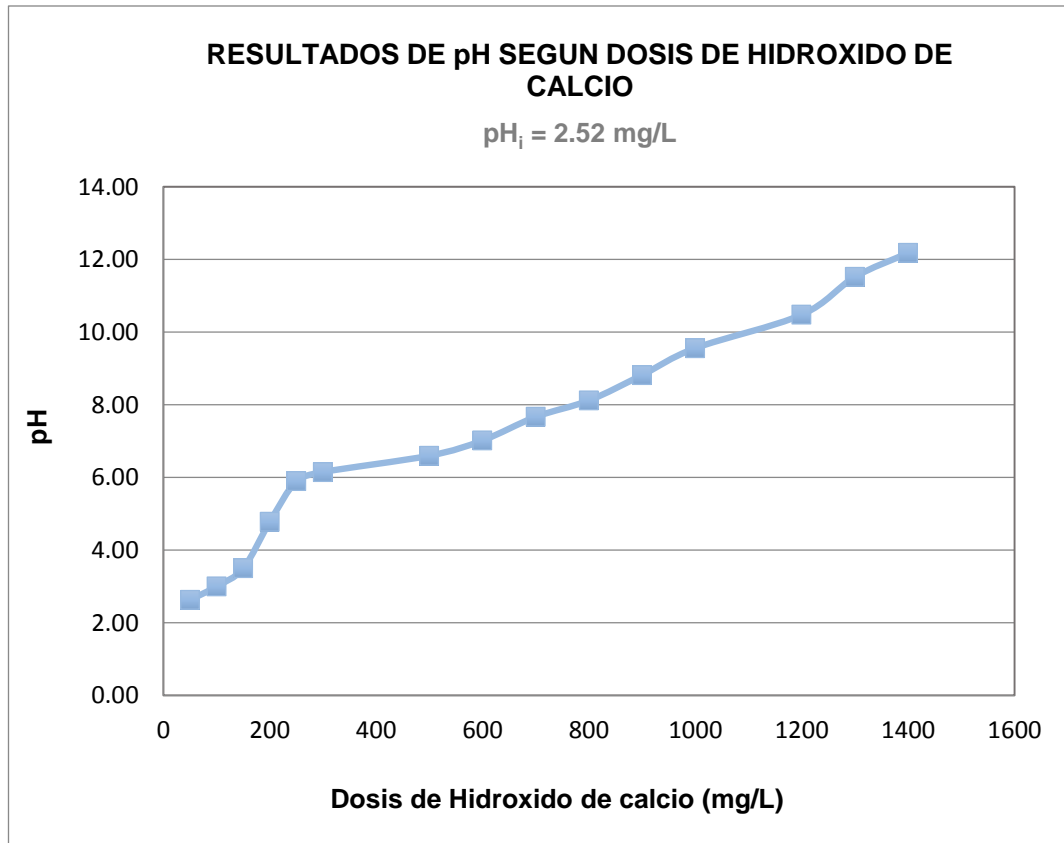


Figura 5.13. pH final según dosis de Hidróxido de calcio.

Imágenes de variación de color

A continuación se mostraran imágenes en las cuales se podrán observar la variación de cloro según las dosis aplicación de Hidróxido de calcio.



Figura 5.14. Variación del color en pH 2 - 6.



Figura 5.15. Variación del color en pH 7 - 9.



Figura 5.16. Variación del color en pH 10 - 12.

5.4.1.3. Dosis optima de Hidróxido de calcio

De acuerdo con los resultados obtenidos en el punto 5.4.1.1 en la obtención de una dosis referencial de sulfato de aluminio, se procederá a realizar las pruebas de jarras de jarras con una dosis de 1000 mg/L para la obtención de la dosis óptima de Hidróxido de calcio.

El proceso adicional de Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$ es introducido al sistema con parámetros constantes para todo el presente estudio de acuerdo al cuadro mostrado en el punto 5.14.

Tabla 5.14. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapas	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

- **Primer rango de dosificación**

Para iniciar la prueba de jarras se utilizó un rango relativamente bajo de hidróxido de aluminio en base a las pruebas mostradas en el punto 5.4.1.2.

Tabla 5.15. Parámetros para obtención de dosis óptima de Hidróxido de calcio.

Jarra	1	2	3	4
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1000			
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	150	200	500	650
pH _o	2.38			
DQO _{inicial} (mg/L)	6565			
Color (Pt/Co)	440			
Temperatura °C	22.3			



Figura 5.17. Prueba de jarras primer rango de Hidróxido de calcio.

- **Resultados**

Tabla 5.16. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.

Jarra	Crudo	1	2	3	4
pH Inicial	2.38	2,82	3,47	4,80	5,90
pH final	-	2.93	3.35	3.75	4.24
Color	440	2,090	1,670	2,100	2,415
DQO (mg/L)	6,565	6,650	6,680	7,180	7,425
ST (mg/L)	6,352	5,740	6,228	6,324	6,228
STF (mg/L)	2,164	2,752	2,820	3,140	3,036
SDT (mg/L)	6,260	5,690	6,032	6,276	6,028
SDF (mg/L)	2,144	2,730	2,640	3,044	3,048
SST (mg/L)	92	50	196	48	212
STV (mg/L)	4,188	2,988	3,408	3,232	3,192
SDV (mg/L)	4,116	2,960	3,392	3,232	2,980
SSF (mg/L)	20	22	180	96	0
SSV (mg/L)	72	28	16	0	212



Figura 5.18. Agua residual tratada con primer rango Hidróxido de calcio.

- Segundo rango de dosificación

Tabla 5.17. Parámetros para obtención de dosis óptima de Hidróxido de calcio.

Jarra	1	2	3	4
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1000			
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1000	1200	1350	1500
pH _o	2.38			
DQO _{inicial} (mg/L)	6565			
Color (Pt/Co)	440			
Temperatura °C	22.3			



Figura 5.19. Prueba de jarras con segundo rango de Hidróxido de calcio.

- **Resultados**

Tabla 5.18. Resultados experimentales de prueba de jarras con Hidróxido de calcio.

Jarra	Crudo	1	2	3	4
pHo.	2.38	7.82	9.47	10.01	11.04
pH final	-	6.73	7.19	7.43	7.49
Color	440	1,950	880	650	635
DQO (mg/L)	6,565	5,770	5,030	5,695	5,750
ST (mg/L)	6,352	6,444	5,900	6,392	6,896
STF (mg/L)	2,164	3,364	3,464	3,536	3,664
SDT (mg/L)	6,260	6,160	4,884	6,156	6,196
SDF (mg/L)	2,144	3,344	2,536	3,432	3,248
SST (mg/L)	92	284	1,016	236	700
STV (mg/L)	4,188	3,080	2,436	2,856	3,232
SDV (mg/L)	4,116	2,816	2,348	2,724	2,948
SSF (mg/L)	20	20	928	104	416
SSV (mg/L)	72	264	88	132	284



Figura 5.20. Agua residual tratada con segundo rango de Hidróxido de calcio.



Figura 5.21. Agua residual tratada con Sulfato de aluminio e Hidróxido de calcio.



Figura 5.22. Prueba de jarras con Sulfato de aluminio e Hidróxido de calcio.

Tabla 5.19. Porcentajes de remoción de los principales parámetros.

Dosis(mg/L)	150	200	500	650	1000	1100	1350	1500
DQO (mg/L)	-1.76%	-2.22%	-9.87%	-13.62%	12.11%	23.38%	13.25%	12.41%
STV (mg/L)	28.65%	18.62%	32.38%	23.78%	26.46%	41.83%	31.81%	22.83%
SDV (mg/L)	28.09%	17.59%	33.04%	27.60%	31.58%	42.95%	33.82%	28.38%

Considerando los resultados obtenidos en la tabla 5.19 la dosis óptima del Hidróxido de Calcio a un 10% de concentración es 1200 mg/L, ya que a esta dosis se logra el mayor porcentaje de remoción en los parámetros principales que representan a la materia orgánica en el agua residual.

- **Discusión de resultados**

Color

El color aumenta considerablemente, esto debido a que los sólidos suspendidos generados no son removidos por lo cual crean una interferencia en este análisis.

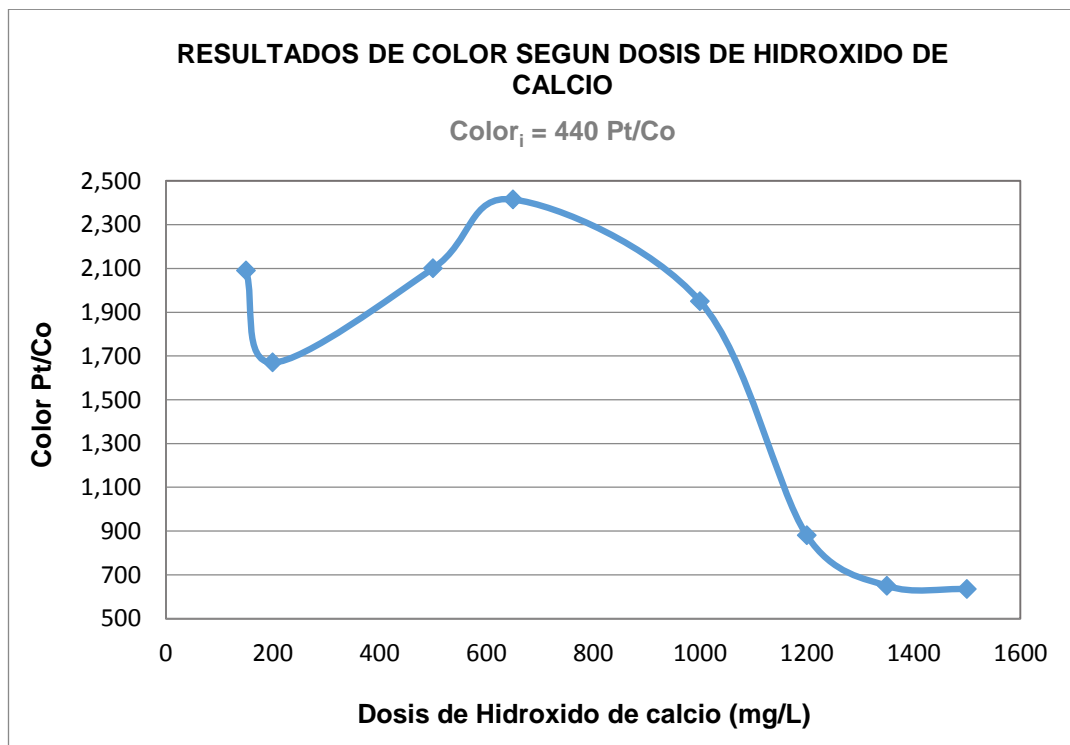


Figura 5.23. Color final según dosis de Hidróxido de calcio.

DQO

El valor de Demanda Química de Oxígeno se reduce en un 23.38% a una dosis de 1200 mg/L. Para el primer rango de dosificación la Demanda química de oxígeno en el efluente aumenta ligeramente, esto debido a que las remociones en este rango no son considerables debido a que la materia orgánica no ha sido adecuadamente desestabilizada. Para la obtención de este parámetro se realizó una dilución de 1:5. Por lo cual la dilución tiene un error que pudo haberse reflejado en los resultados.

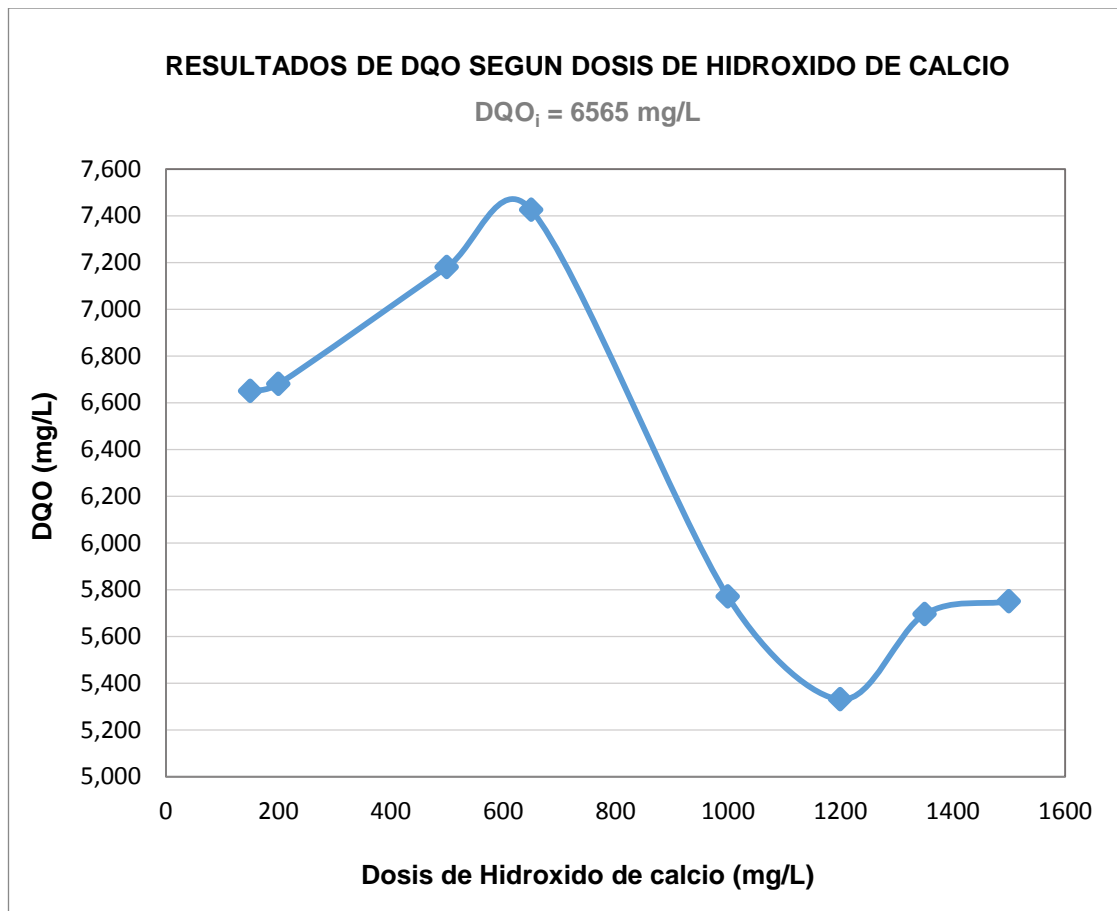


Figura 5.24. DQO final según dosis de Hidróxido de calcio.

Sólidos Totales Volátiles

El valor de Sólidos Totales Volátiles en el efluente se reduce hasta alcanzar un valor de 2436 mg/L, debido a que la materia orgánica en la solución fue desestabilizada generando solidos suspendidos que con ayuda del sulfato de aluminio se logró remover en el proceso de sedimentación.

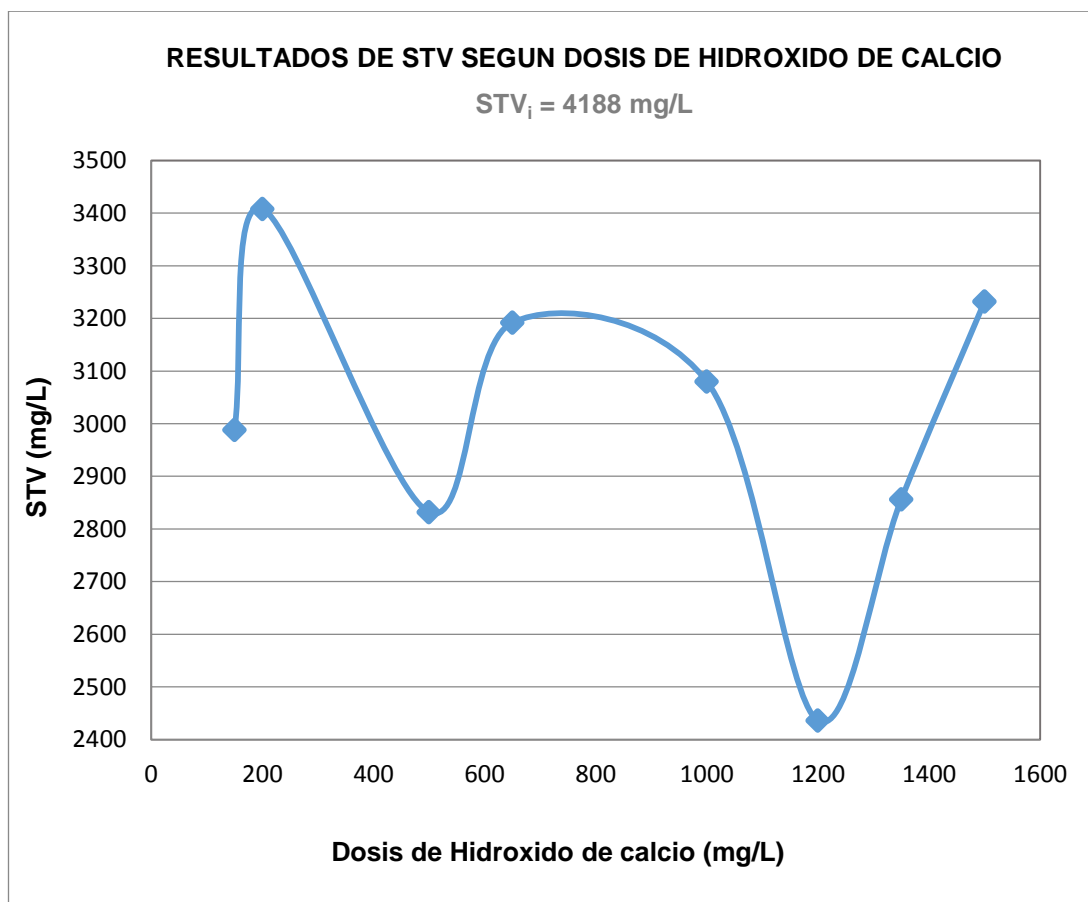


Figura 5.25. STV final según dosis de Hidróxido de calcio.

Sólidos Disueltos Volátiles

El valor de Sólidos Disueltos Volátiles en el efluente se reduce hasta alcanzar un valor de 2348 mg/L. Este resultado se pudo obtener debido a que, como se mencionó anteriormente la materia orgánica en solución fue desestabilizada generando sólidos suspendidos que con ayuda del sulfato de aluminio se logró remover en el proceso de sedimentación.

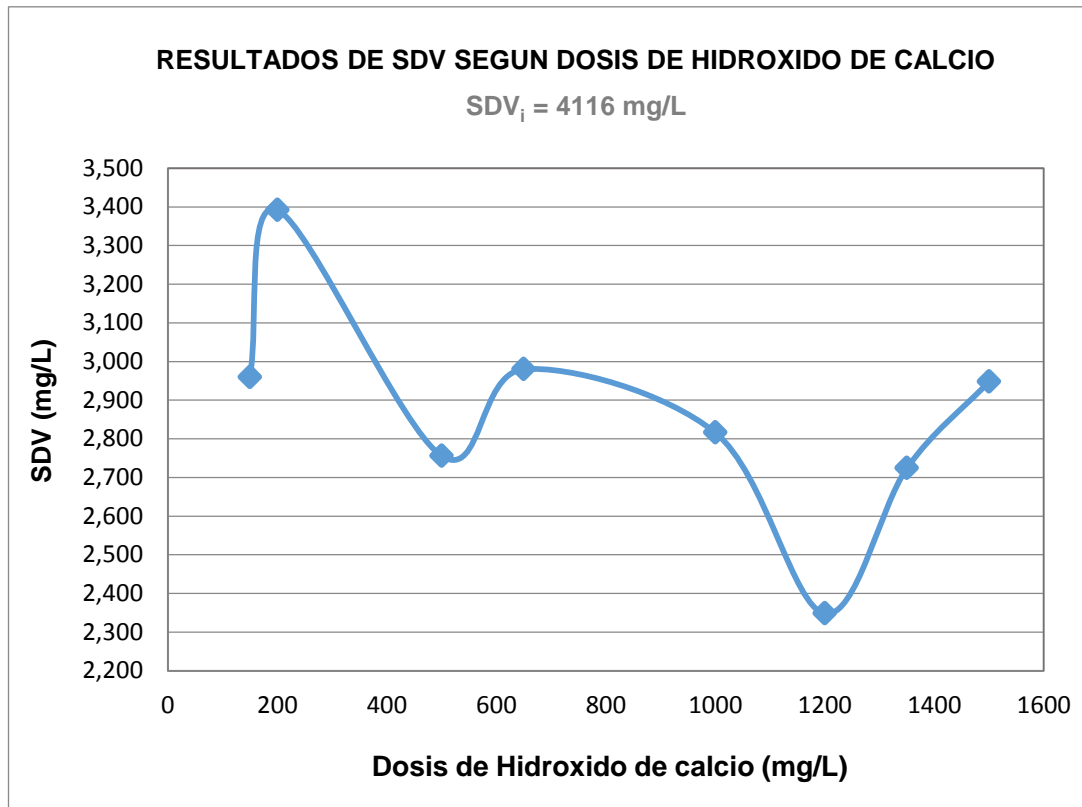


Figura 5.26. SDV final según dosis de Hidróxido de calcio.

5.4.1.4. Dosis óptima de Sulfato de aluminio

Con los resultados obtenidos en el punto 5.4.1.3 para la obtención de dosis óptima de Hidróxido de calcio, se procede a realizar las pruebas experimentales para la obtención de la dosis óptima de Sulfato de aluminio.

Tabla 5.20. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas de coagulación-floculación

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Reacción de $Ca(OH)_2$	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	20'	34	28
Sedimentación	20'	-	-

Tabla 5.21. Parámetros para dosis óptima de sulfato de aluminio.

Jarra	1	2	3	4
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200			
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	600	750	1100	1250
pH _o	2.77			
DQO _{inicial} (mg/L)	6565			
Color (Pt/Co)	1030			
Temperatura °C	25.9			



Figura 5.27. Pruebas para dosis optima de sulfato de aluminio.

- **Resultados**

Tabla 5.22. Resultados experimentales de prueba de jarras de dosis optima de Sulfato de aluminio.

Jarra	Crudo	1	2	3	4
pHo.	2.77	6.6	7.63	8.56	12.05
pH final	-	5.28	6.45	7.18	7.78
Color	1030	700	340	390	750
DQO (mg/L)	6,565	5,820	5,110	4,700	5,750
ST (mg/L)	6,368	6,444	6,420	5,984	6,896
STF (mg/L)	2,204	3,364	3,464	3,736	3,664
SDT (mg/L)	6,260	6,160	5,204	5,676	6,196
SDF (mg/L)	2,144	3,344	2,536	3,432	3,248
SST (mg/L)	108	284	1,216	308	700
STV (mg/L)	4,164	3,080	2,956	2,248	3,232
SDV (mg/L)	4,116	2,816	2,668	2,244	2,948
SSF (mg/L)	60	20	928	304	416
SSV (mg/L)	48	264	288	4	284

Tabla 5.23. Resultados experimentales de prueba de jarras de dosis optima de Sulfato de aluminio.

Dosis(mg/L)	600	750	1100	1250
Color	32.04%	66.99%	62.14%	27.18%
DQO (mg/L)	11.35%	22.16%	28.41%	12.41%
STV (mg/L)	26.03%	29.01%	46.01%	22.38%
SDV (mg/L)	31.58%	35.18%	45.48%	28.38%

Considerando los resultados obtenidos en la tabla 5.23. la dosis óptima de Sulfato de aluminio a un 5% de concentración es 1100 mg/L, ya que a esta dosis se logra el mayor porcentaje de remoción en los principales parámetros que representan a la materia orgánica en el agua residual.

- **Discusión de Resultados**

Color

El color en estos resultados se redujo considerablemente llegando a removerse en un 66.99 %; sin embargo, este parámetro no muestra relación directa con los demás parámetros analizados.

DQO

El valor de Demanda Química de Oxígeno se reduce en un 28.41% a una dosis de 1100 mg/L de sulfato de aluminio. Este resultado pudo obtenerse debido que la materia orgánica en el agua residual fue desestabilizada generando solidos suspendidos que en el proceso de coagulación con sulfato de aluminio logró aglomerarse lo suficiente para ser separados del medio en el proceso de sedimentación.

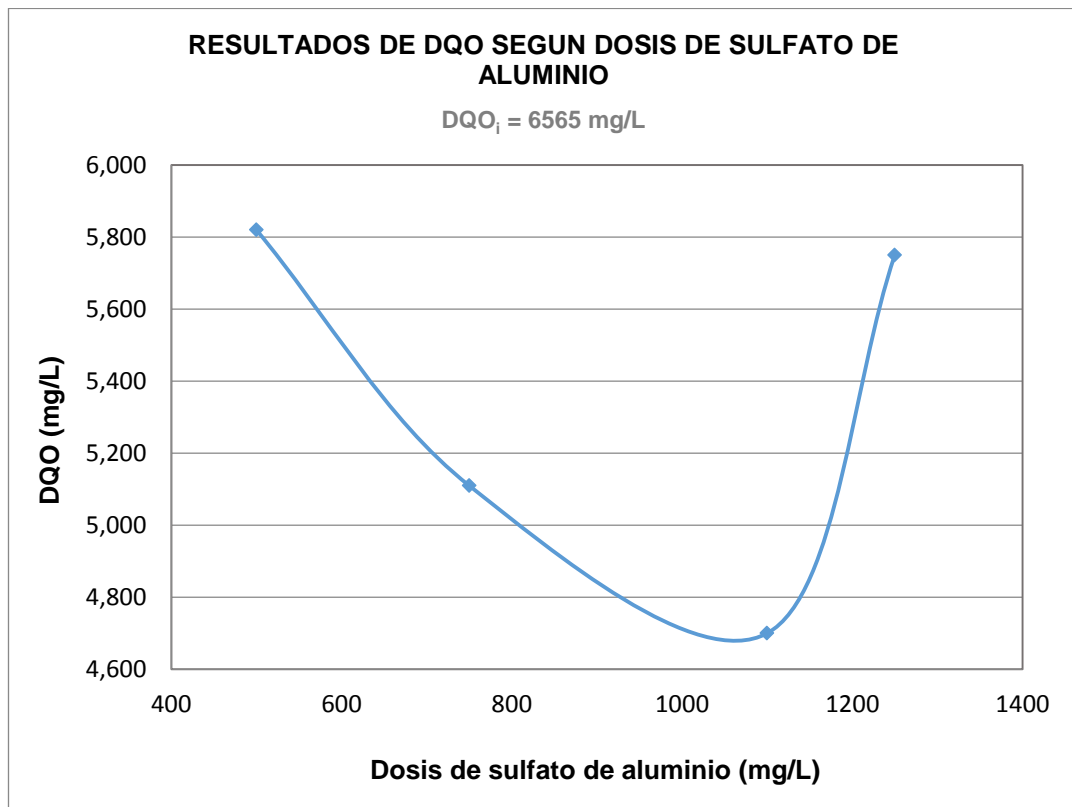


Figura 5.28. DQO final según dosis de sulfato de aluminio.

Sólidos Totales Volátiles

El valor de Sólidos Totales Volátiles en el efluente se reduce hasta alcanzar un valor de 2248 mg/L logrando un porcentaje de remoción del 46.01%, debido a que la materia orgánica en el agua residual fue desestabilizada generando solidos suspendidos que con ayuda del sulfato de aluminio se logró remover en el proceso de sedimentación.

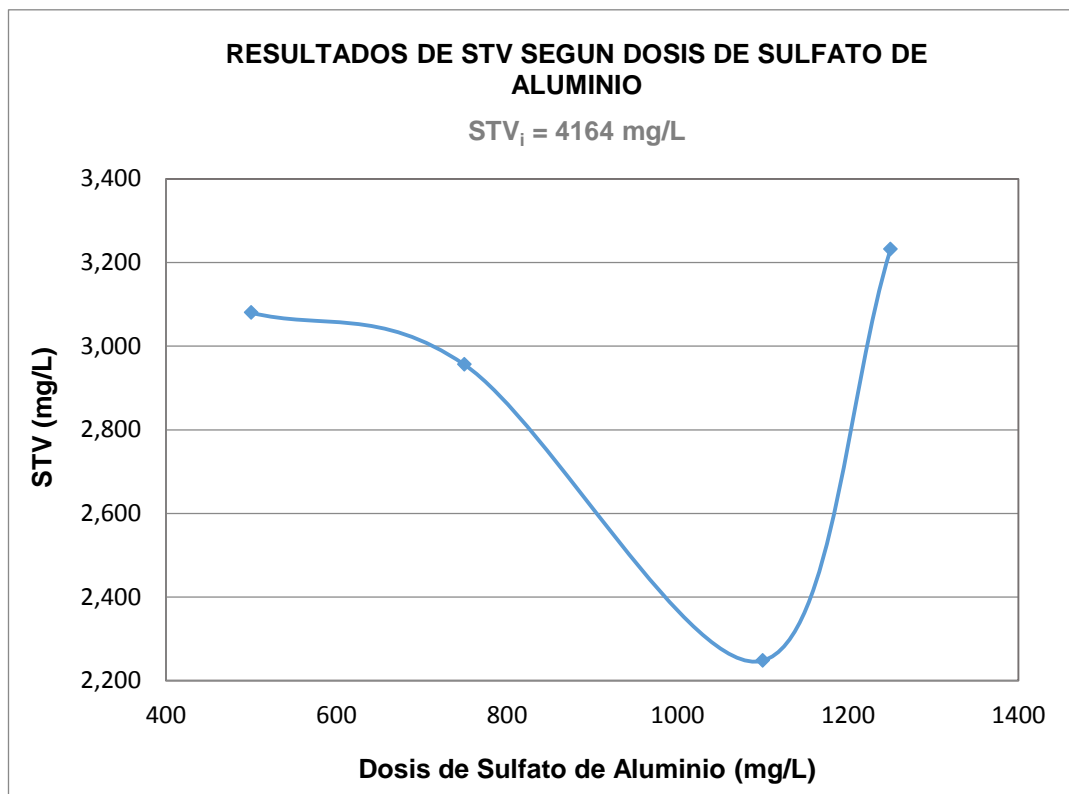


Figura 5.29. STV final según dosis de sulfato de aluminio.

Sólidos Disueltos Volátiles

El valor de Sólidos Disueltos Volátiles en el efluente se reduce hasta alcanzar un valor de 2244 mg/L Este resultado se pudo obtener debido a que, como se mencionó anteriormente, la materia orgánica fue desestabilizada generando solidos suspendidos que con ayuda del sulfato de aluminio se logró remover en el proceso de sedimentación.

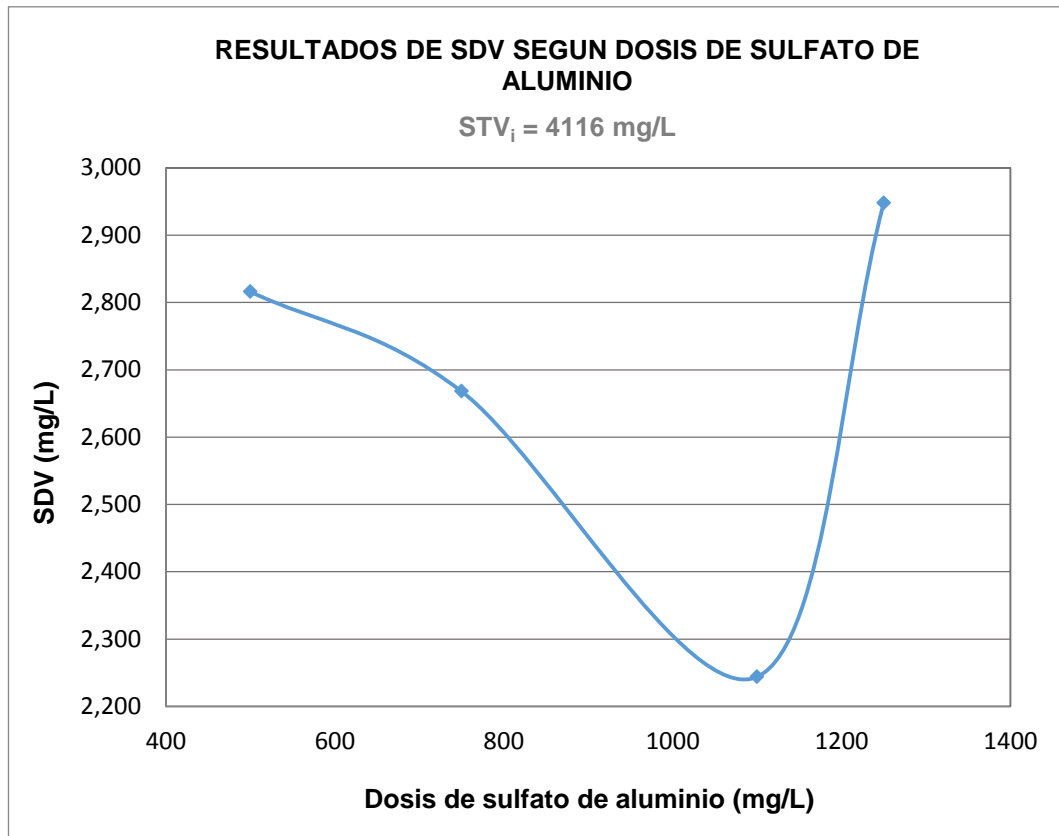


Figura 5.30. SDV según dosis de Sulfato de aluminio.

5.4.1.5. Parámetros óptimos de Floculación

Con los resultados obtenidos en los puntos anteriores para la obtención de dosis óptimas de los reactivos químicos, se procede a realizar las pruebas experimentales para la obtención de los parámetros óptimos de floculación.

Tabla 5.24. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación.

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
DQO _{inicial} (mg/L)	6565
Color (Pt/Co)	1030
Temperatura °C	22.3

Se simuló el proceso en el laboratorio para determinar los gradientes de velocidad y tiempos de retención óptimos.

5.4.1.5.1. Pruebas con Gradientes de 20, 30 y 40 S⁻¹

Debido a que la turbiedad del agua cruda es ligeramente alta, se ha dispuesto realizar pruebas con gradientes bajas para determinar los tiempos y gradientes óptimos de floculación.

Tabla 5.25. Tiempos y velocidades en pruebas de floculación.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción de Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	5'; 15'; 25' y 35'	27, 36, 43	20, 30, 40
Sedimentación	20'	-	-

Tabla 5.26. Parámetros para prueba de jarras de parámetros óptimos de floculación.

Parámetros	Valores
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
DQO _{inicial} (mg/L)	6565
Color (Pt/Co)	1030
Temperatura °C	28.1

- **Resultados**

Tabla 5.27. Resultados de Demanda Química de Oxígeno en prueba de jarras con gradientes de 20, 30 y 40 S⁻¹.

G (S ⁻¹)	V (rpm)	Tiempo (minutos)			
		DQO _i =6565 mg/L			
		5'	15'	25'	35'
20	27	4,870	4,370	4,350	4,260
30	36	4,470	4,190	4,450	5,230
40	43	3,970	4,180	3,850	5,180



Figura 5.31. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación.

Tiempo total de Floculación

De acuerdo a los resultados mostrados es la Figura 5.33, el tiempo óptimo de floculación es de 25 minutos lográndose remover el 39.83% de la Demanda Química de Oxígeno inicial.

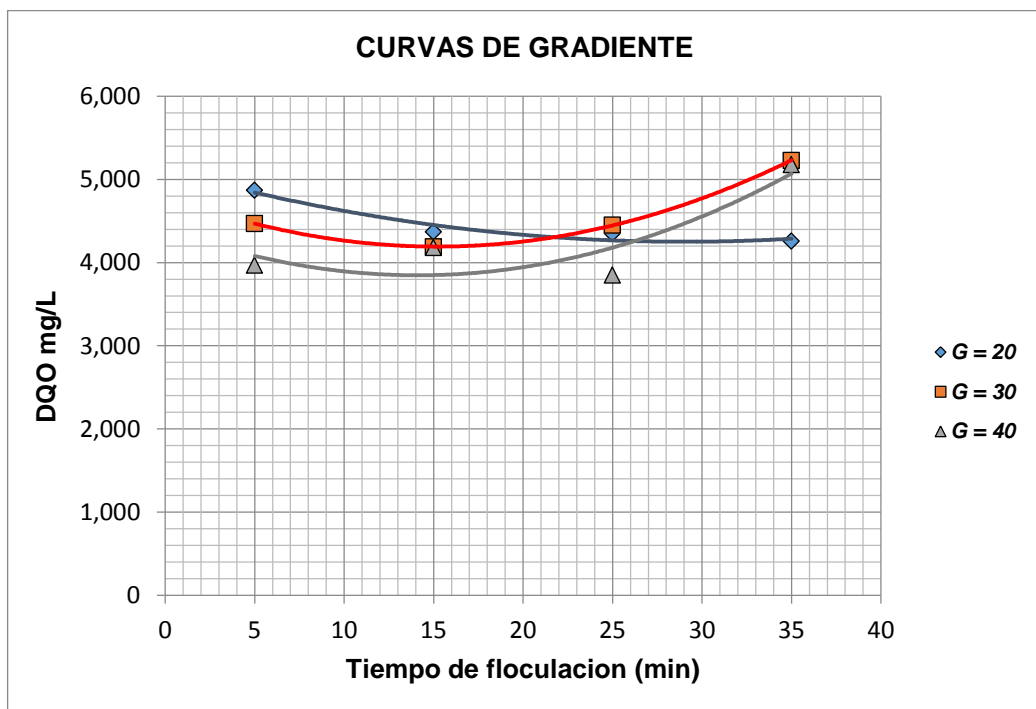


Figura 5.32. DQO final y tiempo de floculación.

Gradientes óptimos de Floculación

A continuación se mostrarán las gráficas y cálculos realizados para la obtención de la correlación entre el gradiente y tiempo de floculación, con ello se obtendrán los gradientes y tiempos óptimos de floculación.

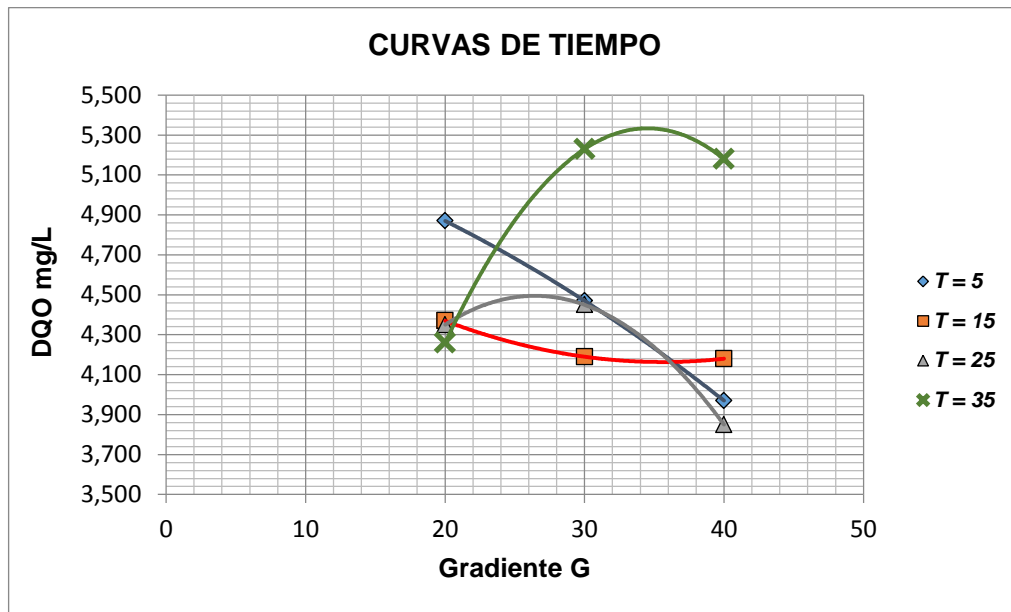


Figura 5.33. DQO final y gradiente de floculación.

De la figura 5.32. se puede obtener la siguiente tabla 5.28, la cual refleja las mejores remociones del parámetro de Demanda Química de oxígeno para los diferentes tiempos y gradientes.

Tabla 5.28. Relación entre gradiente y Tiempo.

Tiempo (T)	5'	15'	25'	35'
Gradiente (G)	30 S ⁻¹	40 S ⁻¹	20 S ⁻¹	20 S ⁻¹

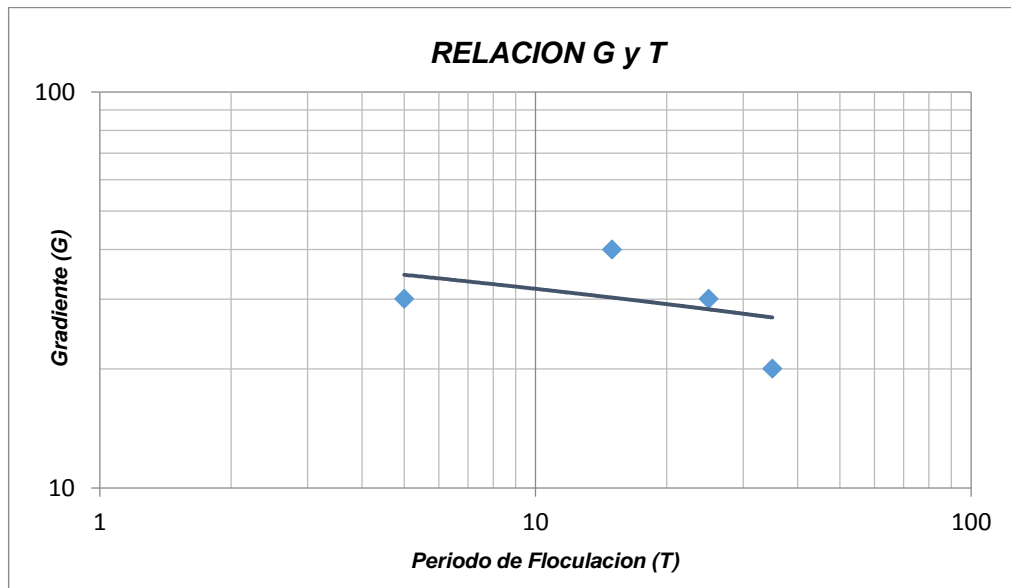


Figura 5.34. Relación entre gradiente y tiempo de floculación.

De acuerdo a lo descrito en la tabla 5.28 se procede a realizar el grafico para la obtención del factor de correlación entre Gradientes y tiempo de floculación.

Tabla 5.29. Correlación entre gradiente y tiempo.

InT	1.609	2.708	3.219	3.555
InG	3.401	3.689	2.996	2.996

Con los resultados de la tabla 5.29 se elabora la gráfica 5.34 del cual se obtiene la ecuación de correlación entre gradiente y tiempo.

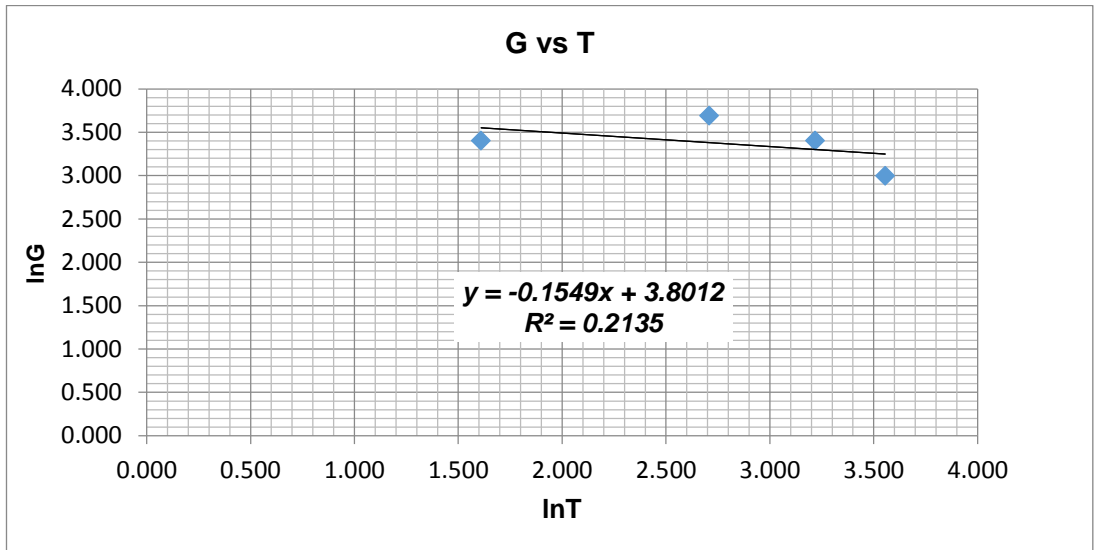


Figura 5.35. Obtención del factor de correlación de gradiente y tiempo.

De la gráfica 5.32 se obtiene la ecuación de correlación:

$$n = 1/0.149 = 4.6838$$

$$\ln K = n \times 3.8012 = 17.8042$$

$$K = 5.40E+07$$

Tabla 5.30. Gradientes y tiempos óptimos de floculación.

Gradiente	Tiempo de retención
31	8
26	16
23	24

Como puede observarse el factor de correlación obtenido es de $R^2 = 0.2135$, el cual es un factor de correlación muy bajo y por tanto no pueden utilizarse los valores obtenidos de gradientes en el cuadro 5.30. Para obtener los parámetros óptimos de floculación, se procederán a realizar pruebas con diferentes gradientes, tanto altas como bajas con el tiempo total de floculación aproximado de 25 minutos, resultado obtenido en la Figura 5.31.

- **Imágenes de las pruebas de jarras con gradientes de 20, 30 y 40 S^{-1}**

En la Figura 5.36 se muestra el desarrollo de la floculación a diferentes tiempos (5, 15, 25 y 35 minutos) con gradiente $G = 20 S^{-1}$, observándose la sedimentación de los sólidos suspendidos.



Figura 5.36. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación ($G = 20 S^{-1}$)

En la Figura 5.37 las cuatro jarras de diferentes tiempos de floculación (5, 15, 25 y 35 minutos) con gradiente $G = 20 S^{-1}$ comparándose con el agua residual cruda.

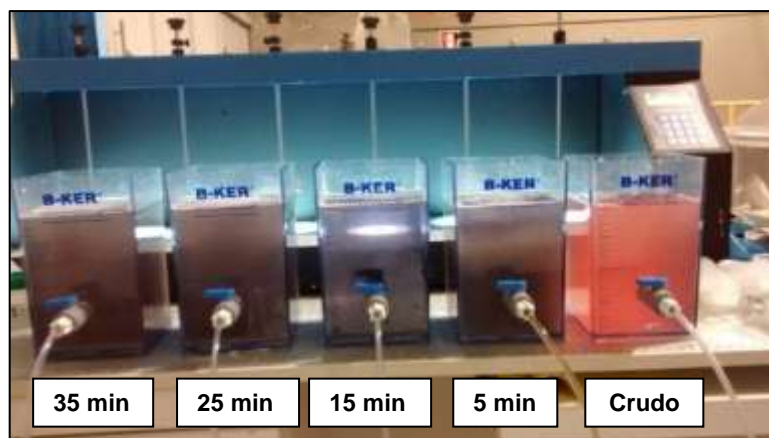


Figura 5.37. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20 S^{-1}$)

En la Figura 5.38 se observa el agua resultante de las pruebas de floculación con el gradiente de 20 S⁻¹.

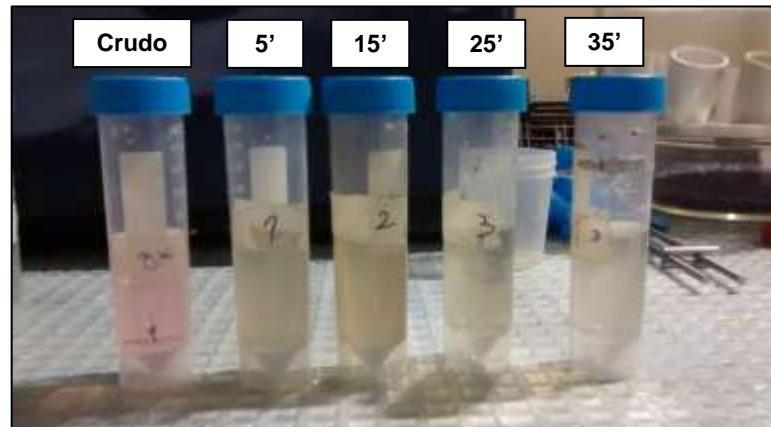


Figura 5.38. Agua tratada en pruebas de Floculación. ($G = 20 \text{ S}^{-1}$)

En la Figura 5.39 se muestra el desarrollo de la floculación a diferentes tiempos (5, 15, 25 y 35 minutos) con gradiente $G = 30 \text{ S}^{-1}$, observándose la sedimentación de los sólidos suspendidos y un remante de color.

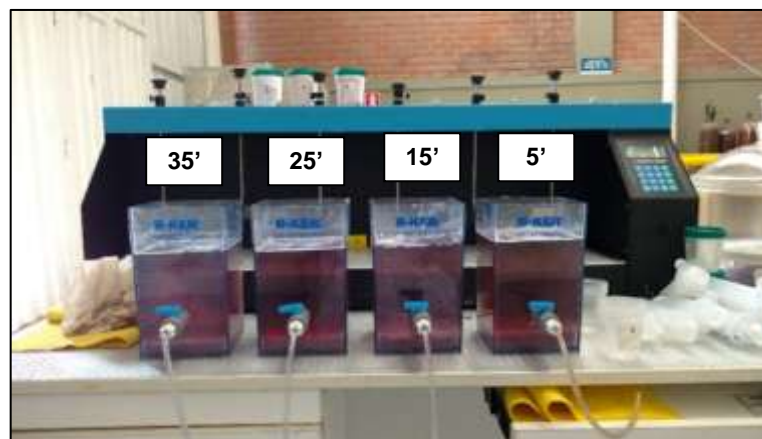


Figura 5.39. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 30 \text{ S}^{-1}$)

En la Figura 5.40 se muestra el desarrollo de la sedimentación después de la floculación, observándose la decantación de los sólidos suspendidos y un ligero remanente de color.

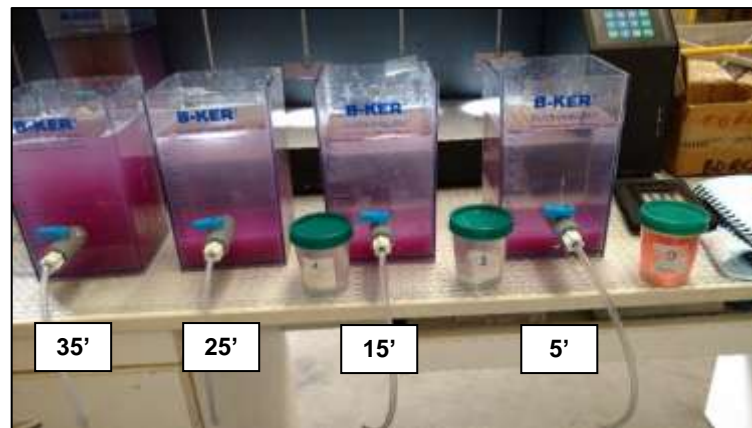


Figura 5.40. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$)

En la Figura 5.41 se observa, la sedimentación en el tiempo, mostrándose con mayor claridad un ligero remanente de color en el agua tratada.

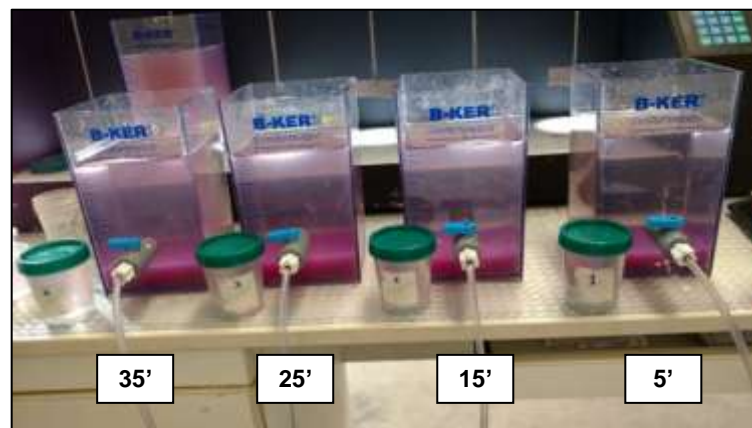


Figura 5.41. Pruebas para parámetros óptimos de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$)

En la Figura 5.42 se observa el agua tratada a los diferentes tiempos de floculación.

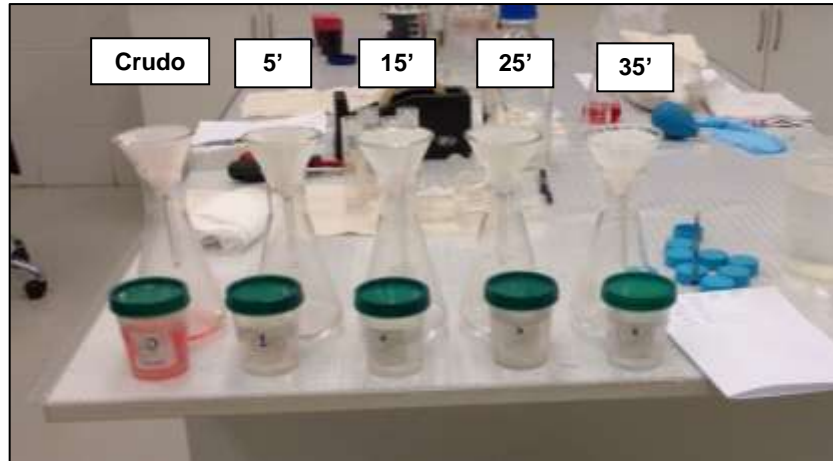


Figura 5.42. Agua tratada en pruebas de Floculación. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$)

5.4.1.5.2. Pruebas con Gradientes de 50, 35 y 20 S^{-1}

En este punto se realizarán las pruebas de floculación con los gradientes de 50, 35 y 20 S^{-1} . El parámetro a analizar será el de Turbidez debido a que por las pruebas anteriores se encontró una relación directa entre la demanda química de oxígeno y la turbidez en el agua residual utilizada.

El procedimiento para realizar estas pruebas complementarias será utilizar el tiempo de floculación óptimo encontrado en el punto 5.4.1.5.1 de 24 minutos y proceder a variar los tiempos de sedimentación desde los 10 minutos hasta los 60 minutos buscando los mejores parámetros de gradiente a diferentes tiempos de sedimentación.

Tabla 5.31. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación 50, 35 y 20 S⁻¹.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción del Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'	27, 36, 43	20, 35, 50
Sedimentación	10', 20', 30', 40', 50' y 60'	-	-

Tabla 5.32. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con Gradientes de 50, 35 y 20 S-1

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
pH	2.37
Turbidez	195

- Resultados**

En la tabla 5.33 se muestran los resultados de turbidez al final de las pruebas de jarras con las gradientes de 20, 35 y 50 S⁻¹, así mismo también se muestran los resultados de pH.

Tabla 5.33. Parámetros para prueba de jarras de parámetros óptimos de floculación.

Tiempo	0'	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pH _{inicial}	2.37	11.01					
pH final	-	7.13	7.11	7.05	7.01	7.03	7.05
Turbidez	195	281	23	17	15	13	13

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.33, la turbidez del agua residual logra ser removida en mayor porcentaje a partir de los 50 minutos de sedimentación para gradiente de floculación de 50, 35 y 20 S^{-1} .

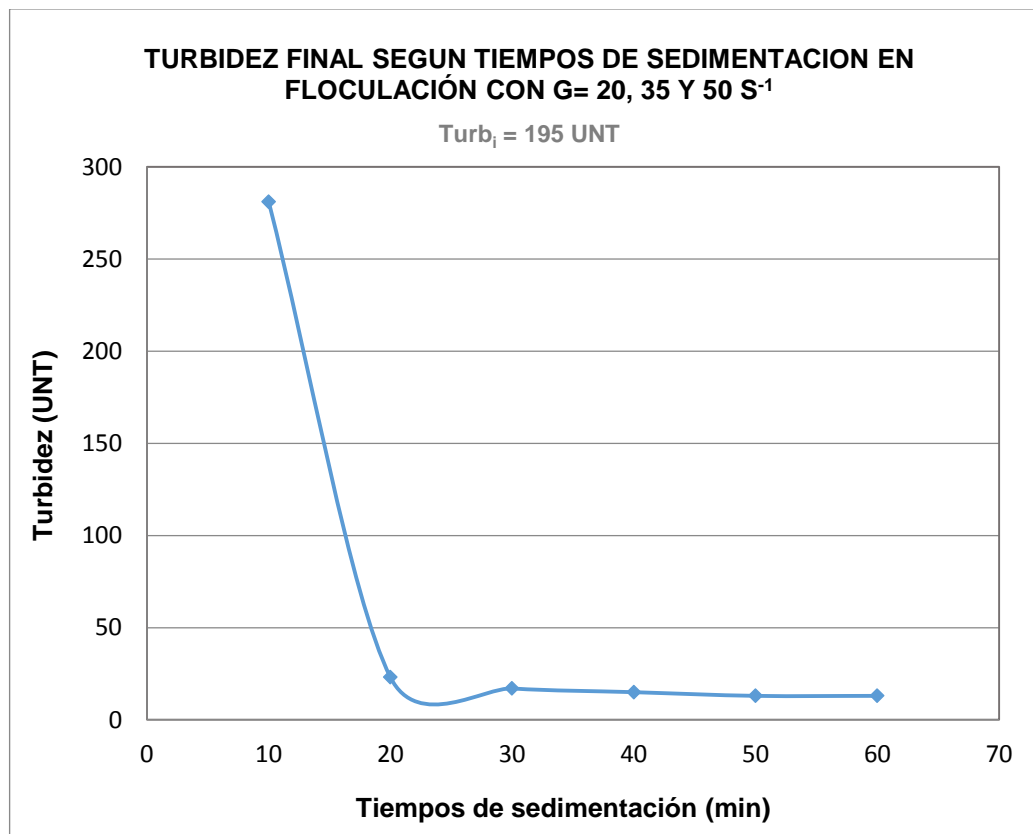


Figura 5.43. Resultado de Turbidez. ($G = 20, 35$ y $50 S^{-1}$)

- **Imágenes de las pruebas de jarras con gradientes de 20, 35 y 50 S⁻¹**

En la Figura 5.44 se observa el desarrollo de las pruebas de jarras para los gradientes de floculación de 20, 35 y 50 S⁻¹.

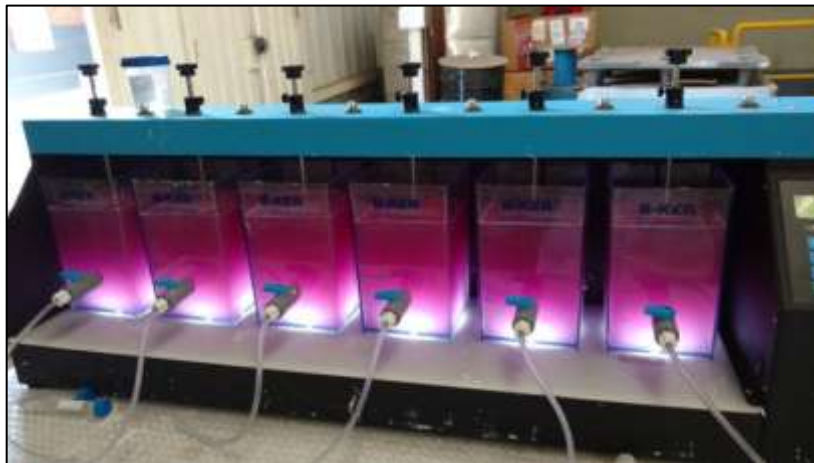


Figura 5.44. Parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20, 35$ y 50 S^{-1})

En la Figura 5.45 se observa el resultado de la sedimentación hasta un tiempo de 60 minutos para los gradientes de floculación de 20, 35 y 50 S⁻¹.



Figura 5.45. Parámetros óptimos de Floculación. ($G = 20, 35$ y 50 S^{-1})

5.4.1.5.3. Pruebas con Gradientes de 70, 50 y 20 S⁻¹

En este punto se realizarán las pruebas de floculación con los gradientes de 70, 50 y 20 S⁻¹. Igualmente que en el punto 5.4.1.5.2 el parámetro a analizar será el de Turbidez debido a que por las pruebas anteriores se encontró una relación directa entre la demanda química de oxígeno y la turbidez en el agua residual utilizada.

Tabla 5.34. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación 70, 50 y 20 S⁻¹

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción de Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'	27, 36, 43	20, 50, 70
Sedimentación	10', 20', 30', 40', 50' y 60'	-	-

Tabla 5.35. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con Gradientes 70, 50 y 20 S⁻¹

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
Turbidez	195
pH	2.37

- **Resultados**

Tabla 5.36. Resultados de turbidez para Gradientes de 70, 50 y 20 S⁻¹

Tiempo	0'	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pHo.	2.37	11.23					
pH final	-	7.11	7.16	7.09	7.14	7.05	7.06
Turbidez	195	104	24	19	16	14	13

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.36, la turbidez del agua residual logra ser removida en mayor porcentaje a partir de los 60 minutos de sedimentación para gradientes de floculación de 70, 50 y 20 S⁻¹.

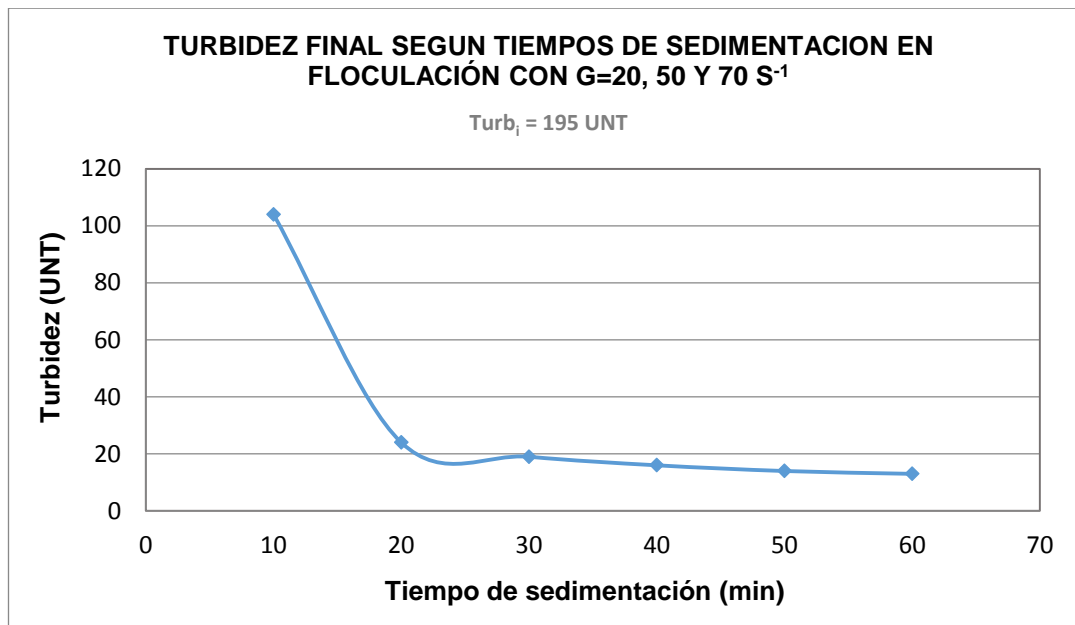


Figura 5.46. Resultado de Turbidez. (G = 20, 50 y 70 S⁻¹)

5.4.1.5.4. Pruebas con Gradientes de 20 S^{-1}

En este punto se realizaran las pruebas de floculación con gradiente de 20 S^{-1} . Igualmente que en el punto 5.4.1.5.2 el parámetro analizar será el de Turbidez debido a que por las pruebas anteriores se encontró una relación directa entre de demanda química de oxígeno y la turbidez en el agua residual utilizada.

Tabla 5.37. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 20 S^{-1}

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S^{-1}]
Reacción del $\text{Ca}(\text{OH})_2$	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'	27	20
Sedimentación	10', 20', 30, 40', 50' y 60'	-	-

Tabla 5.38. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 20 S^{-1} .

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
Temperatura °C	30.7
pH	2.37

- **Resultados**

Tabla 5.39. Resultados de turbidez para Gradientes de 20 S^{-1}

Tiempo	0'	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pHo.	2.37	11.06					
pH final	-	7.11	7.16	7.09	7.14	7.05	7.06
Turbidez	195	170	200	140	120	107	92

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.39, la turbidez del agua residual logra ser removida en mayor porcentaje a partir de los 60 minutos de sedimentación para gradiente de floculación de 20 S^{-1} .

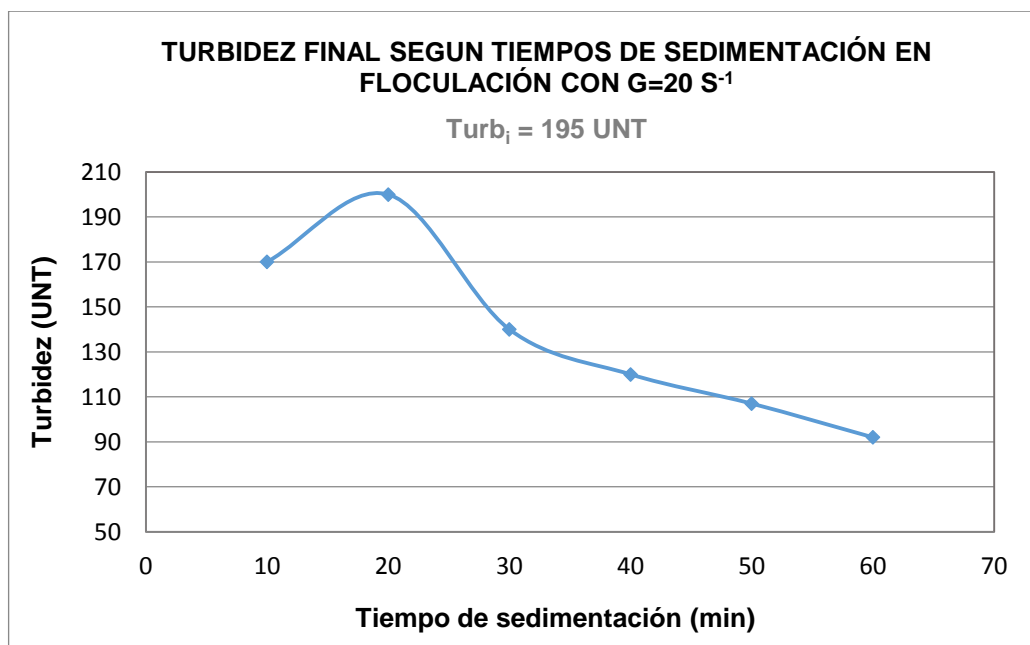


Figura 5.47. Resultado de Turbidez. ($G = 20 \text{ S}^{-1}$)

5.4.1.5.5. Pruebas con Gradientes de 30 S⁻¹

En este punto se realizaran las pruebas de floculación con gradiente de 30 S⁻¹. Igualmente que en el punto 5.4.1.5.2 el parámetro analizar será el de Turbidez debido a que por las pruebas anteriores se encontró una relación directa entre de demanda química de oxígeno y la turbidez en el agua residual utilizada.

Tabla 5.40. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 30 S⁻¹

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción de Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'	36	30
Sedimentación	10', 20', 30, 40', 50' y 60'	-	-

Tabla 5.41. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 30 S⁻¹.

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
Temperatura °C	30.7
pH	2.37

- **Resultados**

Tabla 5.42. Resultados de turbidez para Gradientes de 30 S^{-1}

Tiempo	0'	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pHo.	2.37	11.23					
pH final	-	7.24	7.20	7.22	7.19	7.15	7.16
Turbidez	195	109	94	84	81	76	52

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.42, la turbidez del agua residual logra ser removida en mayor porcentaje a partir de los 60 minutos de sedimentación para gradiente de floculación de 30 S^{-1} .

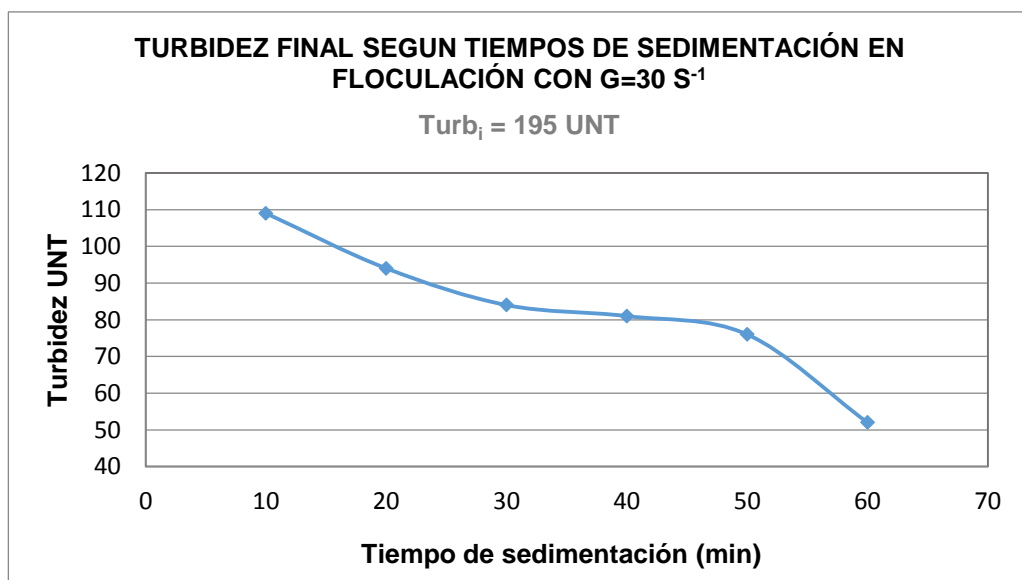


Figura 5.48. Resultado de Turbidez. ($G = 30 \text{ S}^{-1}$)

5.4.1.5.6. Pruebas con Gradientes de 40 S⁻¹

En este punto se realizaran las pruebas de floculación con gradiente de 40 S⁻¹. Igualmente que en el punto 5.4.1.5.2 el parámetro analizar será el de Turbidez debido a que por las pruebas anteriores se encontró una relación directa entre de demanda química de oxígeno y la turbidez en el agua residual utilizada.

Tabla 5.43. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de floculación con gradiente 40 S⁻¹

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción del Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	5'; 10'; 25' y 35'	43	40
Sedimentación	20'	-	-

Tabla 5.44. Dosis de reactivos y características iniciales en pruebas con gradiente 40 S⁻¹.

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
Temperatura °C	30.7
pH	2.37

- Resultados**

Tabla 5.45. Resultados de turbidez para Gradientes de 40 S⁻¹

Tiempo	0'	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pHo.	2.37	11.18					
pH final	-	7.21	7.22	7.24	7.18	7.17	7.15
Turbidez	195	104	55	38	22	18	15

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.45, la turbidez del agua residual logra ser removida en mayor porcentaje a partir de los 60 minutos de sedimentación para gradiente de floculación de 40 S^{-1} .

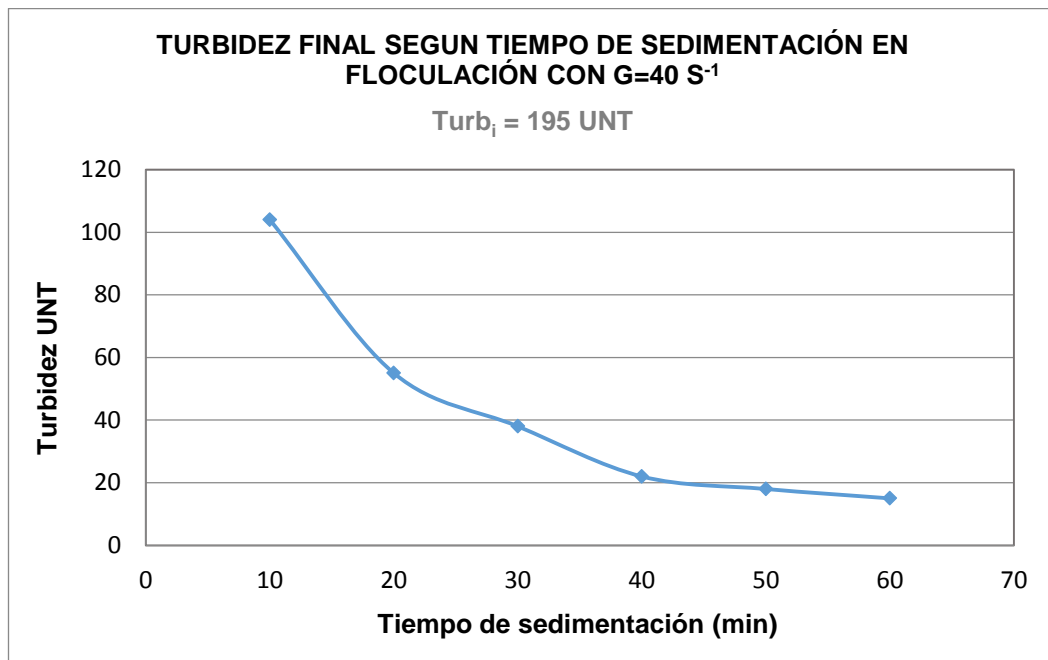


Figura 5.49. Resultado de Turbidez. ($G = 40 \text{ S}^{-1}$)

De acuerdo con los resultados obtenidos en la aplicación de diferentes gradientes, se toma como gradientes óptimas de floculación los valores de 50, 35 y 20, ya que con estos valores se obtuvieron mejores resultados en cuanto a remoción de la turbidez.

5.4.1.6. Parámetros óptimos de sedimentación

De acuerdo a los resultados obtenidos en el punto 5.4.1.5 se procede a determinar los parámetros óptimos de sedimentación.

Tabla 5.46. Tiempos y velocidades de agitación en pruebas de sedimentación.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción de Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'	27, 40 y 52	20, 35 y 50
Sedimentación	10', 20', 30', 40, 50' y 60'	-	-

Tabla 5.47. Dosis de reactivos y características iniciales.

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
DQO _{inicial} (mg/L)	6110
Color (Pt/Co)	480
Temperatura °C	23.1
pH	2.53

Se realizará la prueba con cuatro (04 jarras) para tomar las muestras cada 10 minutos de sedimentación. Para no perjudicar la altura de agua se tomó la menor cantidad posible de agua tratada.



Figura 5.50. Inicio de la prueba de sedimentación.

- **Resultados**

Tabla 5.48. Resultados de prueba de Sedimentación

Tiempo	Crudo	10'	20'	30'	40'	50'	60'
pH_{inicial}	2.53	11.31					
pH_{final}	-	7.22	7.55	7.54	7.58	7.54	7.63
Turbidez	288	133	19	14	11	9	8
Color	520	510	191	148	140	119	116
DQO (mg/L)	6,110	4,950	3,840	3,520	3,260	2,930	2,830
ST (mg/L)	6,368	4,836	3,304	2,748	2,580	2,365	2,110
STF (mg/L)	2,204	3,523	2,304	1,989	1,924	1,692	1,482
SDT (mg/L)	6,260	2,352	2,324	2,292	2,363	2,236	2,110
SDF (mg/L)	2,144	1,690	1,688	1,650	1,742	1,624	1,482
SST (mg/L)	108	2,484	980	456	217	129	0
STV (mg/L)	4,164	1,313	1,000	759	656	673	628
SDV (mg/L)	4,116	662	636	642	621	612	628
SSF (mg/L)	60	1,833	616	339	182	68	0
SSV (mg/L)	48	651	364	117	35	61	0

Tabla 5.49. Porcentajes de remoción para la pruebas de sedimentación.

Tiempo	10'	20'	30'	40'	50'	60'
Color	1.92%	63.27%	71.54%	73.08%	77.12%	77.69%
DQO (mg/L)	18.99%	37.15%	42.39%	46.64%	50.41%	52.05%
STV (mg/L)	68.47%	75.98%	81.77%	84.25%	83.84%	84.92%
SDV (mg/L)	83.92%	84.55%	84.40%	84.91%	85.13%	84.74%

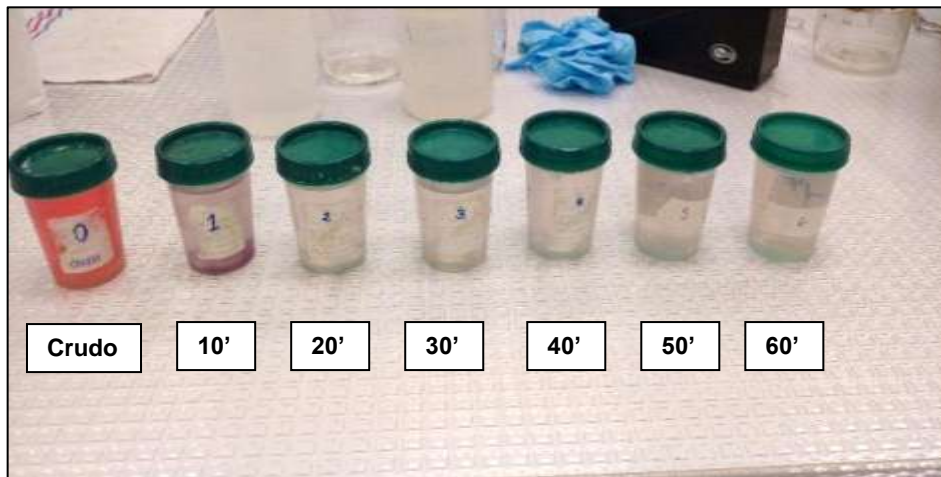


Figura 5.51. Agua tratada en Pruebas de sedimentación.

Dado los resultados obtenidos, a un tiempo de 60 minutos de sedimentación se obtienen los mejores resultados en cuanto a remoción de la cantidad de demanda química de oxígeno, turbidez, color, etc. Cabe recalcar que si se prolonga más el tiempo de sedimentación se obtendrían una mejores remociones de estos parámetros; sin embargo, esta mejora sería mínima, por lo cual ampliar el tiempo de sedimentación no sería factible.

Curva de Sedimentación

Tabla 5.50. Velocidades y remocion de DQO.

Tiempo	Velocidad	DQOf	DQOf/DQOi
10	0.0167	4950	0.8101
20	0.0083	3840	0.6285
30	0.0056	3520	0.5761
40	0.0042	3260	0.5336
50	0.0033	3030	0.4959
60	0.0028	2930	0.4795

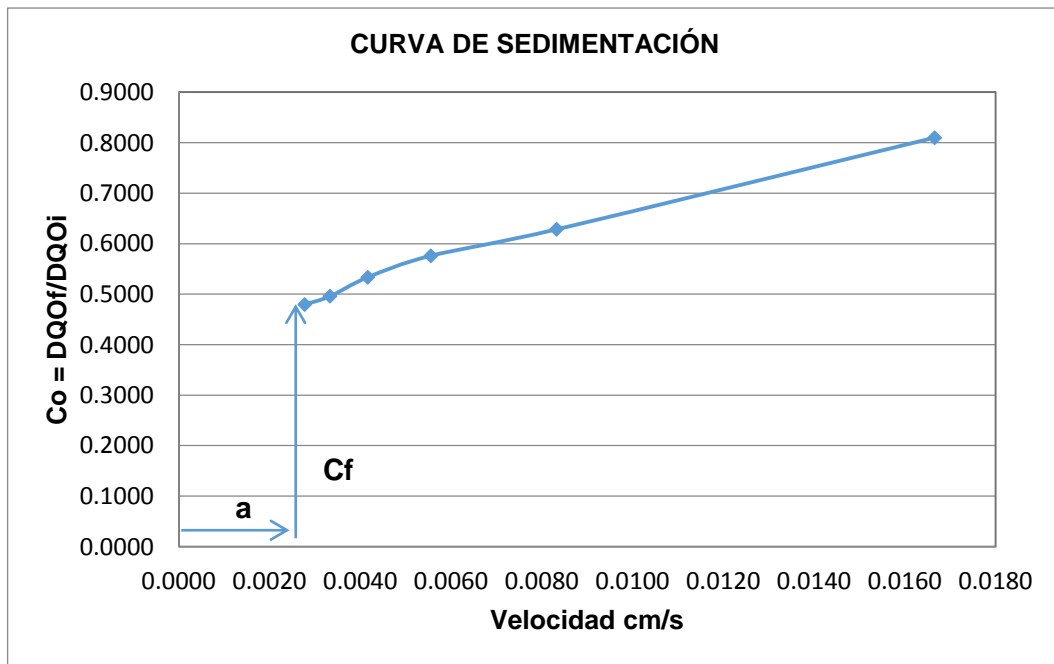


Figura 5.52. Pruebas de sedimentación.

Tabla 5.51. Selección de tasa de decantación.

q (m³/m²/d)	Vs (cm/s)	Co	1-(Co-Cf)	Rd_{qo}	DQOr	DQOf
4	0.004629	0.545048	0.934451	0.9870476	6030.86	79.14
5	0.005787	0.586085	0.893414	0.9724924	5941.93	168.07
6	0.006944	0.627122	0.852377	0.9559495	5840.85	269.15
7	0.008101	0.668159	0.811340	0.9382706	5732.83	377.17
8	0.009259	0.709196	0.770303	0.9198819	5620.48	489.52
9	0.010416	0.750233	0.729266	0.9010198	5505.23	604.77
10	0.011574	0.791270	0.688229	0.8818265	5387.96	722.04
11	0.012731	0.832307	0.647192	0.8623922	5269.22	840.78
12	0.013888	0.873344	0.606155	0.8427772	5149.37	960.63
13	0.015046	0.914381	0.565118	0.8230233	5028.67	1081.33
14	0.016203	0.955418	0.524081	0.8031601	4907.31	1202.69
15	0.017361	0.996455	0.483044	0.7832095	4785.41	1324.59

De acuerdo a la tabla 5.51, la tasa de decantación a la que se obtiene la calidad de agua con características adecuadas es de 8m³/m²/d; sin embargo, este valor no es alcanzado en las pruebas experimentales; ya que el modelo para determinar la tasa de decantación es para coloides comúnmente encontrados en aguas superficiales.

El volumen de lodo producido fue de 200 ml por 2 litros de agua residual.

- **Discusión de resultados**

DQO

Según los resultados de la tabla 5.48, la Demanda Química de oxígeno en el agua residual, logra ser removida alcanzando una eficiencia de 52.05%. El tiempo de sedimentación en el que se alcanza este porcentaje es a los 60 minutos.

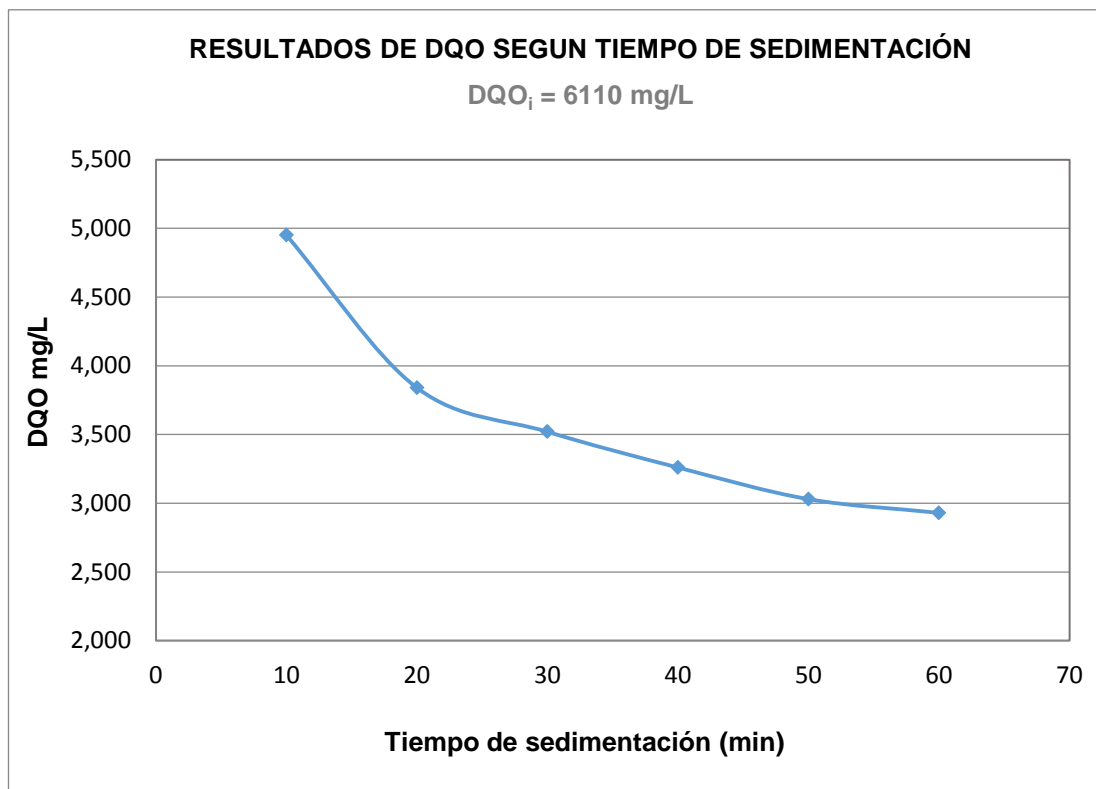


Figura 5.53. Resultados de DQO según tiempos de sedimentación.

Solidos Totales Volátiles

Según los resultados de la tabla 5.48, la cantidad de Solidos Totales volátiles en el agua residual, logra ser removida alcanzando una eficiencia del 84.92%. El tiempo en el que se alcanza este porcentaje es a los 60 minutos de sedimentación.

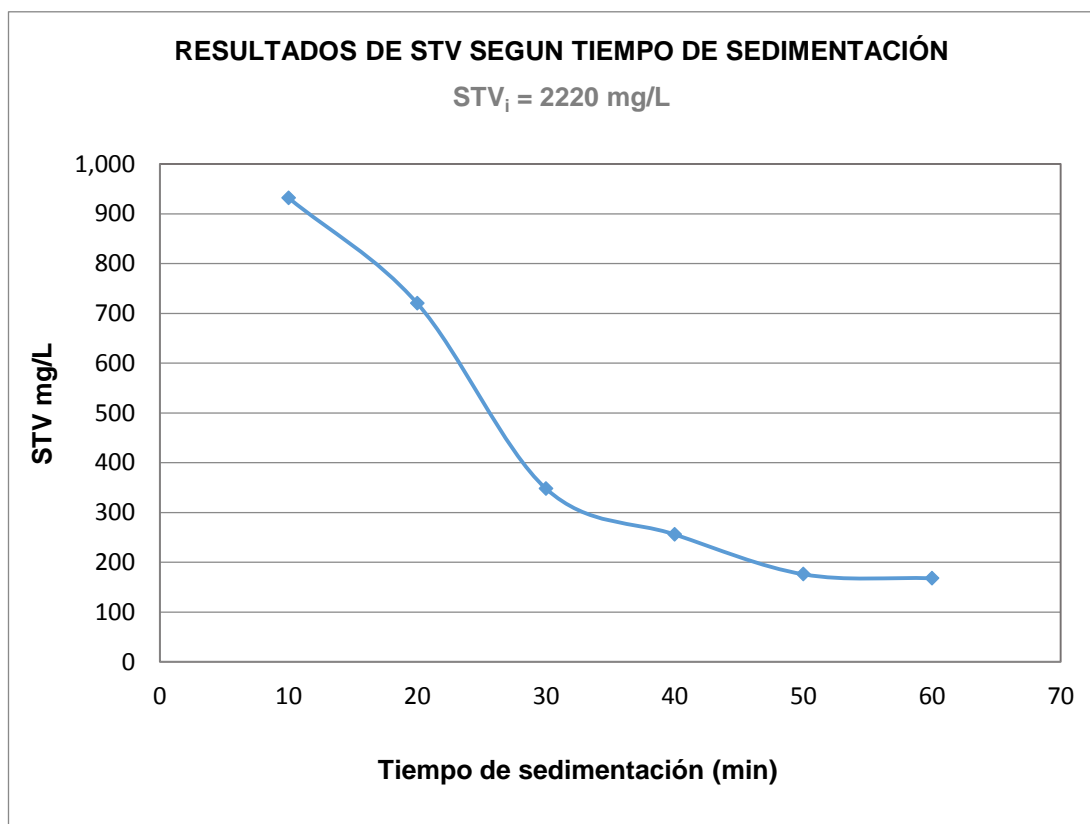


Figura 5.54. Resultados de STV según tiempos de sedimentación.

Solidos Disueltos Volátiles

Según los resultados de la tabla 5.48, la cantidad de Solidos Disueltos volátiles en el agua residual, logra ser removida alcanzando una eficiencia del 84.74%. El tiempo en el que se alcanza este porcentaje de remoción es a los 60 minutos de sedimentación.

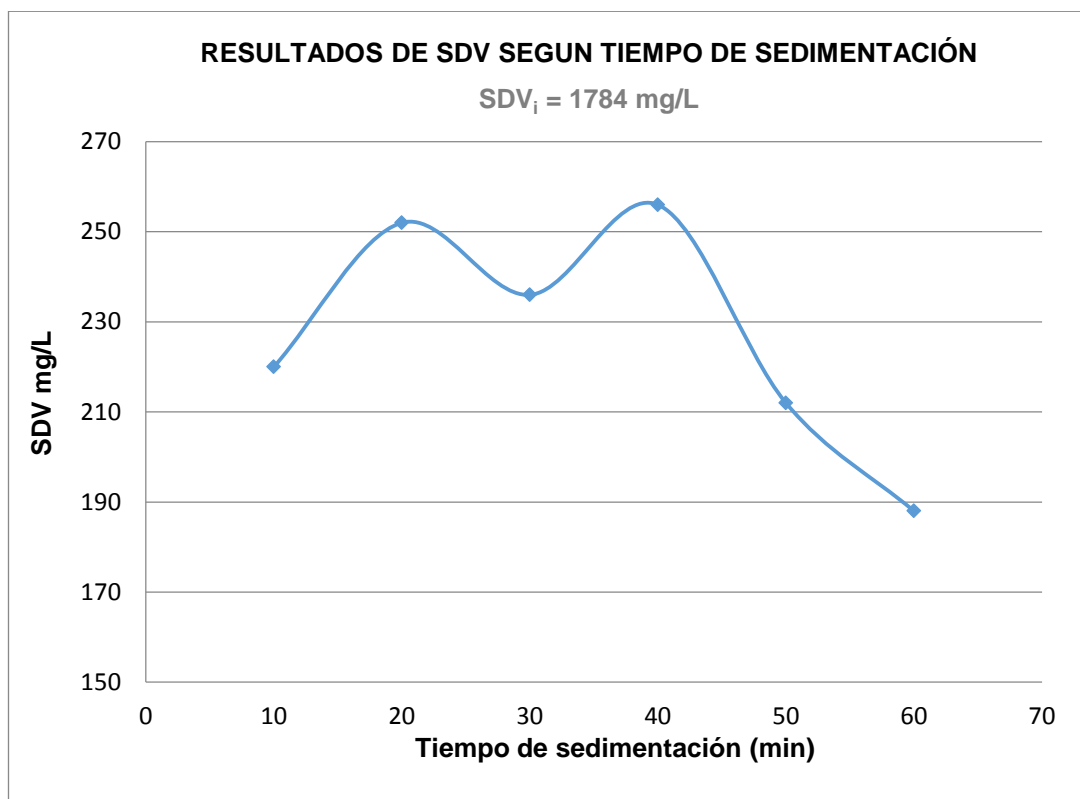


Figura 5.55. Resultados de SDV según tiempos de sedimentación.

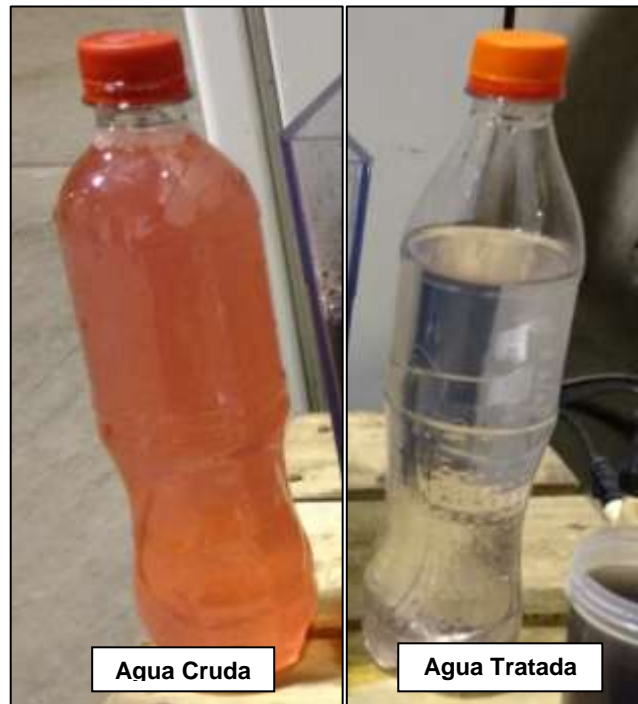


Figura 5.56. Agua Cruda y tratada en el proceso fisicoquímico.

En la figura 5.56 se observa una alta eficiencia en la remoción de color aparente y turbidez. Debido a que, con la aplicación de hidróxido de calcio y sulfato de aluminio, se logra un remoción de 52.05% de demanda química de oxígeno, se buscará mejorar la remoción de este parámetro a través de la aplicación de polímeros, esto se mostrará en el siguiente punto.

5.4.1.7. Pruebas de jarras con Polímeros

Debido a que existe un remanente de demanda química de oxígeno, se evaluó la utilización de polímeros para mejorar los resultados de remoción. De acuerdo a los resultados obtenidos en el punto 5.4.1 se procede a realizar pruebas para evaluar la eficiencia de los polímeros.

Tabla 5.52. Tiempos y velocidades de agitación empleados en las pruebas con polímeros.

Etapa	Tiempo [min' s'']	Velocidad de agitación [rpm]	Gradiente [S ⁻¹]
Reacción del Ca(OH) ₂	20''	300	-
Coagulación	5''	300	-
Floculación	24'		50, 35 y 20
Sedimentación	60'	-	-

5.4.1.8. Evaluación preliminar de aplicación de Polímeros

A continuación se evaluará la eficiencia del polímero aniónico y catiónico en base a la remoción del parámetro de turbidez.

Tabla 5.53. Parámetros para prueba de jarras con polímeros.

Parámetro	Valor
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100
Dosis de Pol Catiónico (mg/L) al 0.2%	1
Dosis de Pol Aniónico (mg/L) al 0.2%	1
Color (Pt/Co)	480
Temperatura °C	25.1
pH	2.53

Para realizar esta prueba se utilizarán 02 jarras para cada polímero a aplicar según las dosis y concentraciones indicadas en la Tabla 5.53. En la figura 5.57 se muestra las jarras en el proceso de floculación, se observa que en el caso del polímero aniónico se forman los flóculos con mayor consistencia.



Figura 5.57. Pruebas de jarras con Polímeros.

- **Resultados**

Tabla 5.54. Resultados de la pruebas de jarras con polimero catiónico y anionico.

Parámetro	Crudo	Polímero Catiónico	Polímero Aniónico
Turbidez (UNT)	210	87	25
DQO (mg/L)	6230	3820	3420

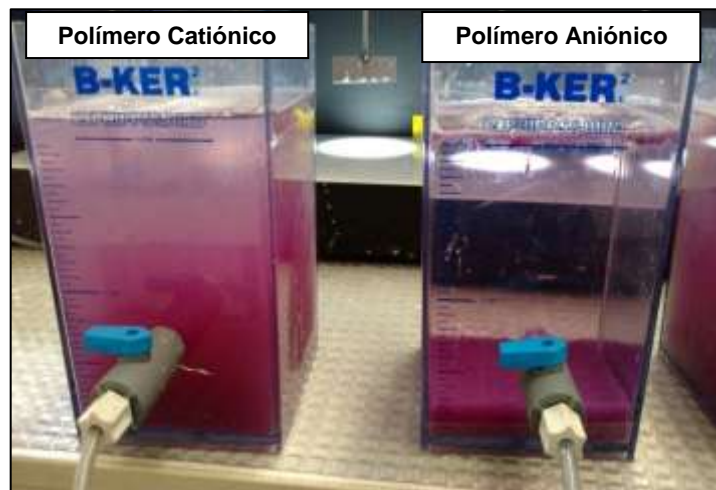


Figura 5.58. Sedimentación en prueba de jarras con polímeros.

En la Figura 5.58 se muestra la etapa de sedimentación en la prueba de jarras realizada. Se observó que el tiempo de sedimentación de la jarra con polímero aniónico fue mucho menor a la jarra con polímero catiónico, teniendo una eficiente remoción de color aparente y turbidez con un (01) minuto de sedimentación.

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.54, la turbidez del agua residual logra ser removida con mayor eficiencia por el polímero anionico, teniendo una eficiencia del 88.09% superior a la eficiencia obtenida por el polímero catiónico que alcanzó un valor de 58.57%.

DQO

Según los resultados de la tabla 5.54, la demanda química de oxígeno del agua residual logra ser removida con mayor eficiencia por el polímero aniónico, teniendo una eficiencia del 45.10% superior a la eficiencia obtenida por el polímero catiónico que alcanzó un valor de 38.68%. Sin embargo, estos valores de demanda química de oxígeno final son superiores a los obtenidos en las pruebas sin el uso de polímeros.

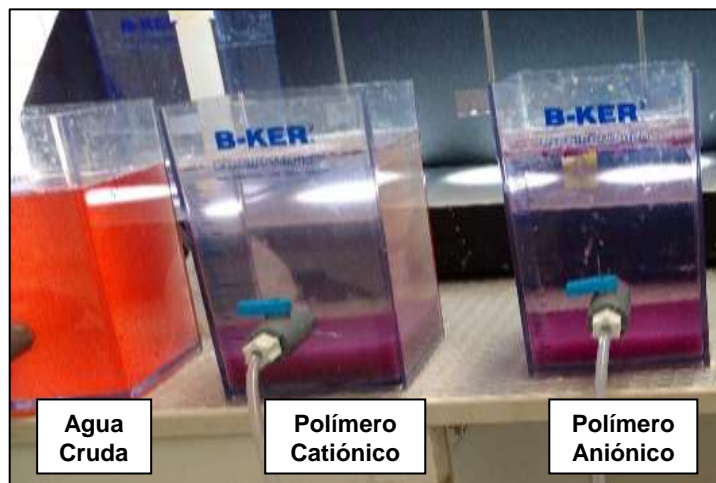


Figura 5.59. Agua tratada con polímeros.

En la figura 5.59 se observan las jarras después del tiempo de sedimentación de 60 minutos, obteniéndose mejores resultados en la remoción de color y turbidez con la aplicación de polímero aniónico, por lo cual se realizaran pruebas para determinar tomando un rango de dosificación para determinar su eficiencia y la dosis óptima.

5.4.1.8.1. Evaluación del Polímero Aniónico

De acuerdo a los resultados obtenidos en el punto 5.4.1.8. se procede a realizar pruebas para evaluar la eficiencia de los polímeros.

Tabla 5.55. Parámetros para prueba de jarras con polímero anionico.

Jarra	1	2	3	4
Dosis de Hidróxido de Calcio (mg/L) al 10%	1200			
Dosis de Sulf. de alum.(mg/L) al 5%	1100			
Dosis de Pol Aniónico (mg/L) al 0.2%	0.1	0.25	0.5	1
Color (Pt/Co)	480			
Temperatura °C	25.1			
pH	2.53			

Para realizar esta prueba se utilizarán 04 jarras para cada dosis de polímero a aplicar según la Tabla 5.55. En la figura 5.60 se muestra las jarras en el proceso de sedimentación, observándose que a mayor cantidad de dosis aplicada se mejora los tiempos de sedimentación.

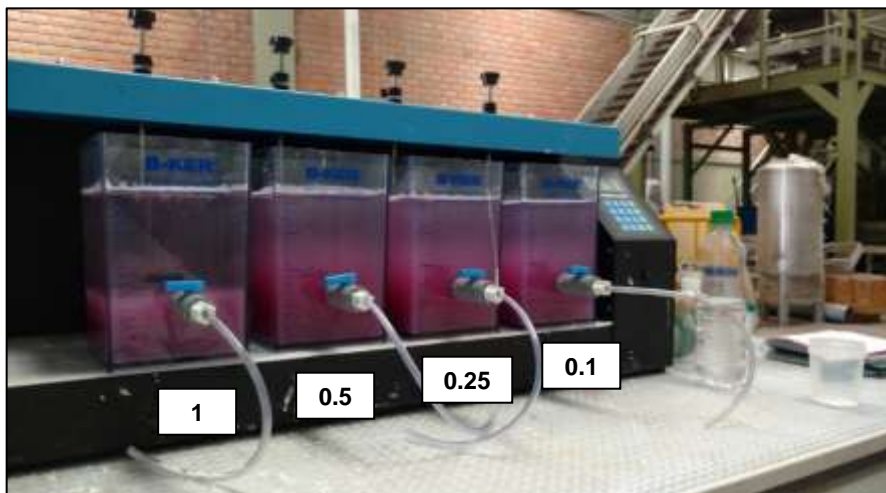


Figura 5.60. Pruebas a de jarras con polímero aniónico.

- **Resultados**

Tabla 5.56. Resultados de prueba de jarras con polímero anionico.

Dosis mg/L	Crudo	0.1	0.25	0.5	1
Turbidez	210	86	57	43	22
DQO	6230	3610	3450	3360	3480

- **Discusión de resultados**

Turbidez

Según los resultados de la tabla 5.56, la turbidez del agua residual desciende conforme aumenta la dosis de polímero aplicado, esto debido a que los sólidos suspendidos son removidos con mayor eficiencia alcanzando un valor de 89.52%.

Demanda Química de oxígeno

Según los resultados de la tabla 5.56, la demanda química de oxígeno del agua residual logra ser removida hasta alcanzar una eficiencia de 47.67% a una dosis de 0.5 mg/L. Sin embargo, la eficiencia obtenida en pruebas sin la aplicación del polímero aniónico logra mejores resultados.

En la figura 5.61 se muestran las jarras después del tiempo de sedimentación de 60 minutos, observándose que a mayor cantidad de dosis aplicada se mejora los tiempos de sedimentación; sin embargo, según la tabla 5.56, la eficiencia en cuanto a remoción de demanda química de oxígeno fue de 46.06 %, siendo menor al 52.05% de eficiencia obtenida sin aplicar el polímero aniónico.

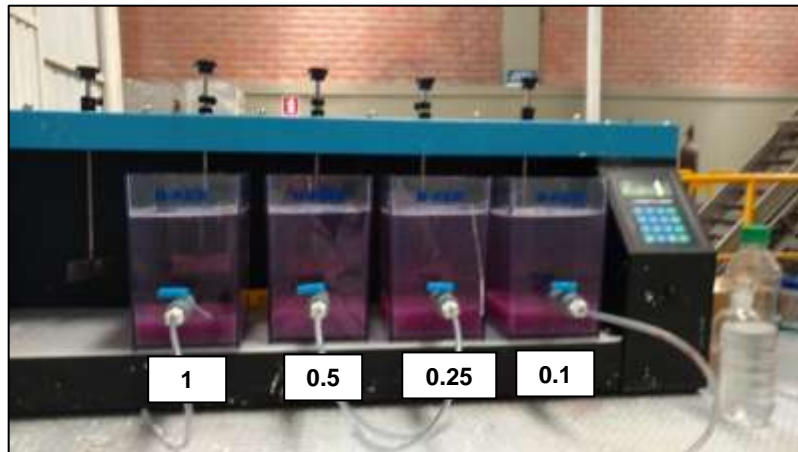


Figura 5.61. Resultado del tratamiento con prueba de jarras.

5.4.2. TRATAMIENTO BIOLÓGICO

De acuerdo a los resultados del punto 5.4.1, en el agua tratada con el proceso físico químico existe un remanente de materia orgánica, el cual es reflejada en valores de Demanda química de oxígeno y solidos volátiles. Por ello se analizará el tratamiento biológico posterior para remover la materia orgánica remanente.

Para poder evaluar la eficiencia del proceso biológico posterior, también se trató biológicamente el agua residual cruda acondicionando el pH desde el original de 2.53 a un pH de 7.31 con la aplicación de hidróxido de sodio. Se utilizaron 02 frascos de 2 litros y difusores de aire para simular el proceso aerobio. Se agregó al sistema un volumen de 500 ml de lodos activos con una concentración de 5202 mg/L.

Se dejó al sistema en adecuación aproximadamente 02 días, purgando un volumen de 100 ml de licor mezcla cada 24 horas. A partir de los dos días de adecuación se tomó muestras cada 24 horas para realizar la caracterización del agua tratada.

Tabla 5.57. Condiciones del tratamiento biológico.

Parámetros	valores
Concentración de lodos	5202 mg/L
Volumen de lodos	500 ml
Volumen de purga de licor mezcla	100 ml
Tiempo Sedimentación	30 min

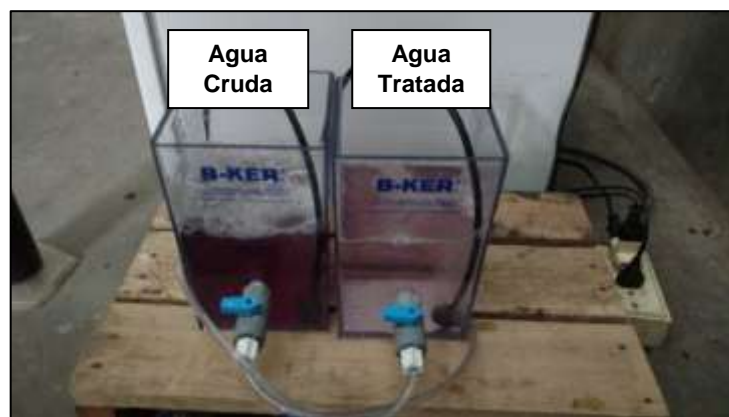


Figura 5.62. Reactores biológicos con capacidad del 2 L.

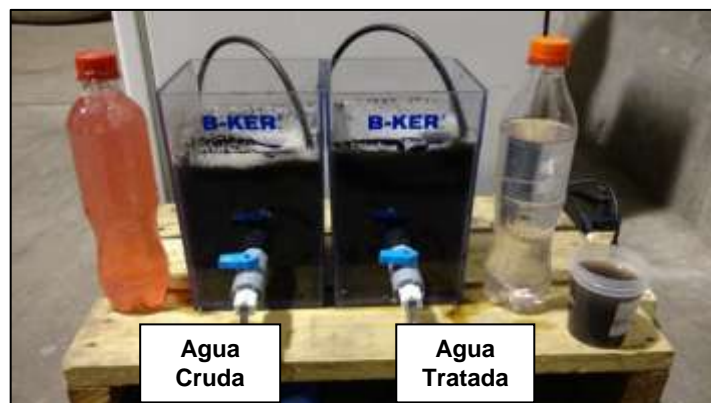


Figura 5.63. Arranque del Tratamiento biológico.

• **Resultados**

La tabla 5.58 muestra los resultados de los parámetros en cada tipo de tratamiento realizado durante la investigación. El tratamiento fisicoquímico consta de la aplicación de hidróxido de calcio y sulfato de aluminio en el proceso de coagulación y floculación. La celda de tratamiento biológico, consta de los resultados obtenidos del tratamiento biológico aerobio al agua cruda con una previa adecuación de pH y; por último, el post tratamiento que consta de la aplicación del tratamiento biológico como tratamiento posterior al fisicoquímico.

Tabla 5.58. Resultados y eficiencia de tratamiento fisicoquímico y biológico.

Parámetro	Agua Cruda	Tratamiento fisicoquímico		Tratamiento biológico		Post tratamiento biológico	
	Result.	Result.	Efic.	Result.	Efic.	Result.	Efic.
pH _{inicial}	11.31	2.53	-	7.31	-	7.01	-
pH _{final}	-	7.01	-	8.46	-	8.39	-
Turbidez	288	8	97.22%	186	35.42%	92	68.05%
DBO (mg/L)	3,780	1,520	59.79%	560	85.19%	390	89.68%
DQO (mg/L)	6,110	2,930	52.05%	1,010	83.47%	710	88.38%
ST (mg/L)	6,368	2,110	66.87%	1,680	73.62%	1,712	73.12%
STF (mg/L)	2,204	1,482	32.76%	1,194	45.83%	1,422	35.48%
SDT (mg/L)	6,260	2,110	66.29%	1,265	79.79%	1,477	76.41%
SDF (mg/L)	2,144	1,482	30.88%	1,152	46.27%	1,422	33.68%
SST (mg/L)	108	0	100.00%	415	-	235	-
STV (mg/L)	4,164	628	84.92%	486	88.33%	290	93.04%
SDV (mg/L)	4,116	628	84.74%	113	97.25%	55	98.66%
SSF (mg/L)	60	0	100.00%	42	30.00%	0	100.00%
SSV (mg/L)	48	0	100.00%	373	-	235	-

* Se obtuvo un valor mayor al inicial.

- **Discusión de resultados**

Demanda Química Oxígeno

Según los resultados de la tabla 5.58, la demanda química de oxígeno logra ser removida con mejor eficiencia aplicando el tratamiento biológico como un post tratamiento. Sin embargo, para un tratamiento biológico utilizando el agua residual original, también se tienen buenos resultados en cuanto a remoción de este parámetro.

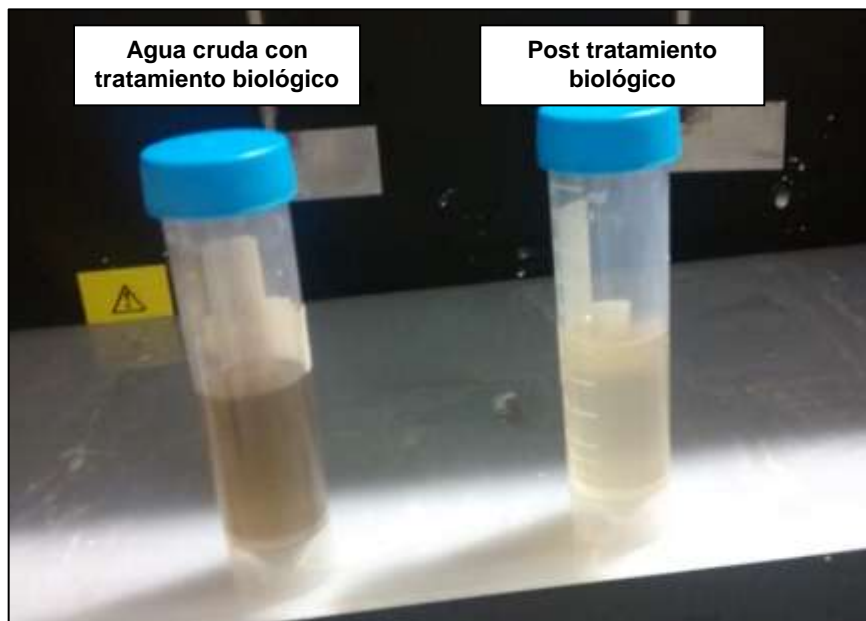


Figura 5.64. Agua tratada con el proceso biológico aerobio.

Demanda Biológica Oxígeno

Según los resultados de la tabla 5.58, la demanda química de oxígeno logra ser removida con mejor eficiencia aplicando el tratamiento biológico como un post tratamiento. Sin embargo, para un tratamiento biológico utilizando el agua residual original, también se tienen buenos resultados en cuanto a remoción de este parámetro.

Sólidos Totales Volátiles

Según los resultados de la tabla 5.58, los sólidos totales volátiles logran ser removidos con mejor eficiencia aplicando el tratamiento biológico como un post tratamiento. Sin embargo, para un tratamiento biológico utilizando el agua residual original, también se tienen buenos resultados en cuanto a remoción de este parámetro.

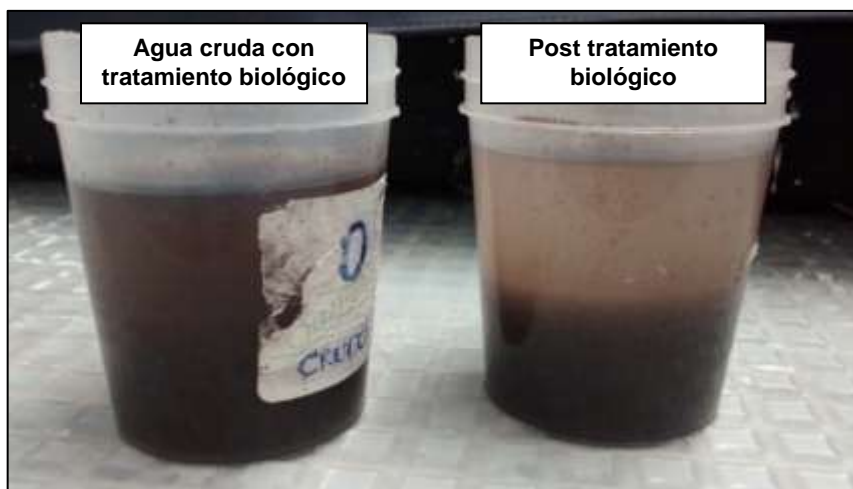


Figura 5.65. Agua tratada con proceso biológico.

Sólidos Disueltos Volátiles

Según los resultados de la tabla 5.58, los sólidos disueltos volátiles logran ser removidos con mejor eficiencia aplicando el tratamiento biológico como un post tratamiento. Sin embargo, para un tratamiento biológico utilizando el agua residual original, también se tienen buenos resultados en cuanto a remoción de este parámetro.

- **Imágenes de la sedimentación.**



Figura 5.66. Sedimentación en el proceso biológico (1 min).



Figura 5.67. Sedimentación en el proceso biológico (2 min).

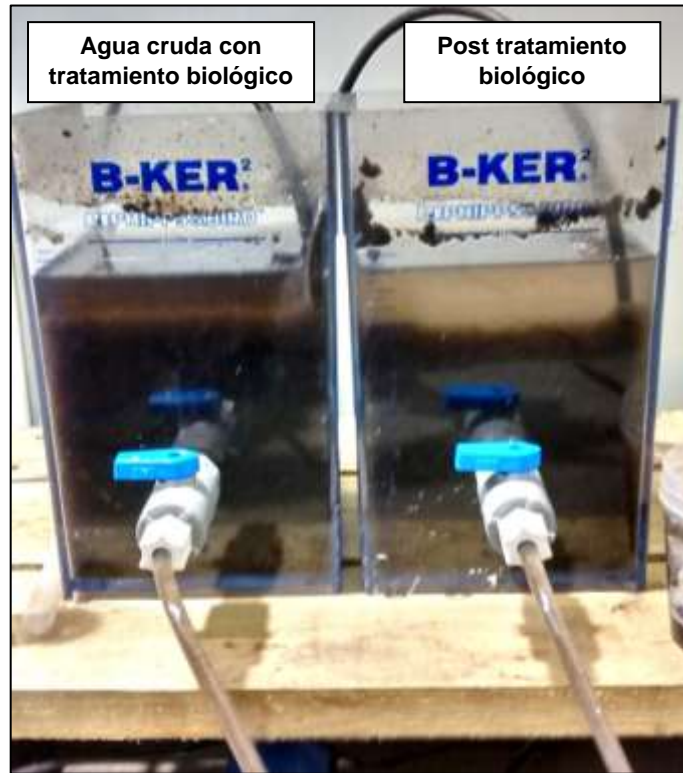


Figura 5.68. Sedimentación en el proceso biológico (3 min).

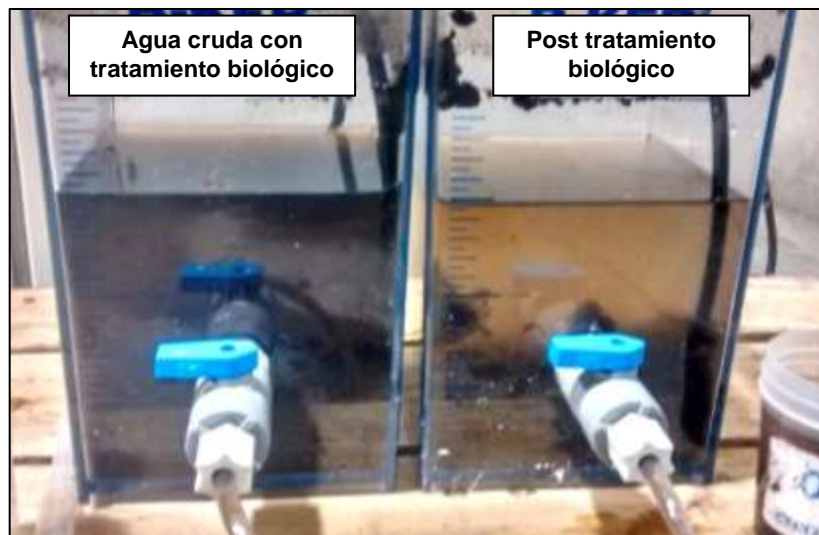


Figura 5.69. Sedimentación en el proceso biológico (30 min).

CAPITULO VI

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. CONCLUSIONES

A continuación se mencionan las principales conclusiones obtenidos previamente en el Capítulo 5 Resultados y Discusión.

a) Desestabilización de la materia orgánica

En el presente estudio se determinó que la materia orgánica en el agua residual industrial, constituida principalmente por Antocianinas, tiende a ser estable a pH bajos, por lo cual el mecanismo de variación de pH hacia el rango ácido para la desestabilización de la capa hidrofílica no es compatible para este tipo de materia orgánica, debido a ello se aplicó el Hidróxido de calcio, que elevó el pH, desestabilizó la capa hidrofílica y adicionalmente logró cambiar el estado de oxidación de la antocianina.

b) pH

El pH del agua residual utilizada en el presente estudio presentó valores bajos dentro de un rango de 2-3. Al realizar el tratamiento fisicoquímico el pH final resultó con un valor de 7.68 como máximo y un valor de 7.01 como mínimo, estando dentro del rango aceptable para ser dispuesto en el sistema de alcantarillado o para ser aplicado mediante un tratamiento posterior. Se observó la variación de color de agua residual según las modificaciones de pH, esto debido a la propiedad de la antocianina de cambiar de color de rojos intenso a azul desde pH bajos y pH altos respectivamente.

c) Turbiedad

La turbiedad registró una relación con la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual reflejada como demanda química de oxígeno, de tal forma que al remover la cantidad de DQO también se remueve la turbiedad. La turbidez máxima del agua residual cruda fue de 288 UNT logrando llegar a un valor de 8 UNT después del tratamiento fisicoquímico, obteniendo así una eficiencia del 97.2 %.

d) Demanda Química de oxígeno (DQO)

Pese a la variación de la DQO en el agua residual inicial, tuvo un valor máximo de 6565 mg/L y un valor mínimo de 4020 mg/L, se logró una eficiencia máxima del 52.04% de remoción después del tratamiento llegando a un valor de 2930 mg/L, debido a que en el agua residual existen remanentes de almidón que no respondieron al tratamiento fisicoquímico de la misma forma que la antocianina ya que está compuesto se encuentra netamente disuelta. Debido a la existencia de un remante de demanda química de oxígeno se sugiere un tratamiento posterior.

De los resultados del tratamiento biológico se obtuvo que con el agua residual cruda sin ningún tratamiento previo se logró una eficiencia del 83.47 % llegando a un valor de 1010 mg/L. Este valor es cercano al valor aceptable para la disposición en la red de alcantarillado por lo que haciendo una mejora en el proceso biológico se lograrían mejores resultados.

Del tratamiento biológico, como post tratamiento del agua tratada previamente a través del proceso fisicoquímico, se logró una eficiencia del 88.38% llegando a un valor de 710 mg/L. Se obtuvo una mejor remoción en el proceso biológico como tratamiento posterior al tratamiento fisicoquímico.

e) Demanda Biológica de oxígeno (DBO₅)

La Demanda biológica de oxígeno en el agua residual inicial que tuvo un valor de 3780 mg/L, con la aplicación del tratamiento físico químico se logró una eficiencia del 59.78% llegando a un valor de 1520 mg/L, debido a que en el agua residual existen remanentes de almidón que no respondieron al tratamiento fisicoquímico igual que la antocianina. Este resultado es un valor no adecuado para una calidad de agua a ser dispuesta en la red de alcantarillado o en un cuerpo de agua, por lo cual, de aplicarse un tratamiento físico químico para este tipo de agua residual se sugiere realizar un tratamiento posterior.

De los resultados del tratamiento biológico se obtuvo que con el agua residual cruda sin ningún tratamiento previo se logró una eficiencia del 85.19 % llegando a un valor de 560 mg/L. Este valor es cercano al valor aceptable para la disposición en la red de alcantarillado por lo que haciendo una mejora en el proceso biológico se lograrían mejores resultados.

Del tratamiento biológico con el agua tratada previamente a través del proceso fisicoquímico se logró una eficiencia del 89.68% llegando a un valor de 390 mg/L. Se obtuvo una mejor remoción en el proceso biológico como tratamiento posterior al tratamiento fisicoquímico.

f) Solidos Totales

La cantidad de solidos totales en el agua residual cruda tuvo valores variables logrando muchas veces llegar a un valor aproximado de 6000 mg/L. Después del tratamiento fisicoquímico se logró una remoción del 66.87% en el agua tratada alcanzando un valor de 2110 mg/L.

g) Solidos Totales Volátiles (STV)

La cantidad de solidos totales volátiles en el agua residual cruda tuvo valores variables logrando muchas veces llegar a un valor aproximado de 4000 mg/L. Después de la aplicación del tratamiento fisicoquímico se logró una remoción del 84.92 % de estos solidos totales.

h) Sólidos Disueltos Volátiles (SDV) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

La cantidad de sólidos disueltos volátiles en el agua residual cruda tuvo valores variables logrando muchas veces llegar a un valor aproximado de 4000 mg/L. Después de la aplicación del tratamiento fisicoquímico se logró una remoción del 84.74 % de estos sólidos.

Gran parte de los sólidos disueltos volátiles fueron desestabilizados por la acción del hidróxido de calcio convirtiéndolos en sólidos suspendidos, por ello es que se logra dicha remoción.

La cantidad de sólidos suspendidos volátiles en el agua residual cruda tuvo valores pequeños logrando muchas veces llegar a un valor aproximado de 100 mg/L. Esto debido a que la gran mayoría de los sólidos se encontraban estables y aparentemente en forma disuelta. Después de la aplicación del tratamiento fisicoquímico se logró una remoción hasta del 100% de estos sólidos.

Los sólidos suspendidos volátiles fueron generados por la desestabilización de la materia orgánica en el agua residual gracias a la acción del hidróxido de calcio.

i) Color

El color fue un parámetro muy variable dentro del agua residual cruda y el agua residual tratada, muchas veces alcanzando valores entre 1000 y 100 Co/Pt. Dentro del estudio no se encontró relación entre el color y la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual, debido a las características que poseen las antocianinas en cambiar la intensidad del color a variaciones de Ph.

j) Sólidos Disueltos Fijos (SDF)

Este parámetro se presentó en forma variable durante toda la investigación, teniendo un valor promedio de 2000 mg/L, durante el proceso de coagulación-floculación, se obtuvo una eficiencia del 30.88%. Debido al proceso productivo en la aplicación de reactivos es que se tendrá un remanente que no fue removida en el proceso de coagulación floculación.

k) Beneficios de la investigación

- La aplicación del proceso de coagulación-floculación brinda una alternativa de solución al tratamiento de aguas residuales industriales con contenido orgánico mediante la desestabilización de la capa hidrofílica sin la necesidad de ocupar grandes extensiones de terreno.
- El proceso estudiado se adapta a las variaciones de pH y temperatura, parámetros que normalmente afectan el desarrollo de los procesos biológicos.
- El proceso de coagulación-floculación permite el tratamiento de aguas residuales industriales con contenido refractante, es decir, productos resistentes al tratamiento biológico.
- El proceso de coagulación-floculación puede ser usado como pretratamiento a los procesos biológicos, logrando la reducción de las dimensiones de las estructuras de tratamiento y reducción de los costos energéticos.

l) Desventajas de la investigación

- Entre las desventajas más resaltantes en el proceso estudiado, se tuvo una tasa de remoción de 52% aproximadamente de demanda química de oxígeno (DQO), lo que implica la implementación de un post tratamiento para alcanzar la calidad exigida por la norma vigente en cuanto a la disposición al sistema de alcantarillado público.
- Se obtuvo una gran producción de lodos en el proceso de tratamiento utilizado (200 mL/L), lo que representa un gasto operativo adicional en la disposición final de tales residuos.

6.2. RECOMENDACIONES

A continuación se mencionan las principales recomendaciones durante la investigación realizada.

- Se recomienda realizar una investigación que incluya alternativas técnicas de post tratamiento para las aguas residuales, con contenido de materia orgánica, tratadas por los procesos de coagulación-floculación.
- Durante la investigación se tuvo como principal inconveniente la variable calidad de agua residual a la salida del proceso productivo de la industria, por lo tanto se sugiere tomar muestras de un tanque de homogenizador que tenga un adecuado tiempo de retención y este diseñado de acuerdo a las condiciones de caudal y los principales parámetros de calidad de agua.
- Se sugiere tener un equipo de refrigeración para grandes cantidades de agua, para tener una contingencia ante paradas de la producción, ya que el agua residual cruda tiende a degradarse formando unos sólidos suspendidos de color blanco que interfieren con las pruebas a realizarse y con la caracterización de la calidad del agua.
- Se sugiere realizar un estudio más profundo del proceso conjunto de coagulación-floculación y el tratamiento biológico como post tratamiento, con el fin de obtener mejores resultados en cuanto a la remoción de los principales parámetros de calidad de agua, ya que en el presente estudio, solo se realizó una evaluación general de proceso biológico.
- Se sugiere realizar otro estudio con un reactivo químico que realice la misma función del hidróxido de calcio en cuanto a la desestabilización de la capa hidrofílica, que no genere compuestos remanentes en el agua residual que pueda comprometer la calidad final del efluente.

- Se sugiere realizar un estudio más profundo de la reacción del hidróxido de calcio con los contaminantes del agua residual estudiada, previo al proceso de coagulación, y así determinar los valores óptimos de gradientes de agitación y tiempos de contacto.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- TRATAMIENTO DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO PLANTAS DE FILTRACIÓN RÁPIDA - Manual 1 Capítulo 4: Coagulación. Pág. 154, Pág. 188.
- TRATAMIENTO DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO PLANTAS DE FILTRACIÓN RÁPIDA - Manual 1 Capítulo 11: Criterios para la selección de los procesos y de los parámetros óptimos de las unidades. Pág. 229.
- COAGULATION AND FLOCCULATION – John Bratby. Pág. 109.
- METCALF & EDDY, (2004). Wasterwater Engineering - Treatment and Reuse -Fourth Edition-Pág. 63.
- REVIEW ON CHEMICAL TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTE WATER - O.P.SAHU; P.K.CHAUDHARI Department of Chemical Engineering, KIOT, Wollo University¹, Ethiopia.
- CHEMICAL OXYGEN DEMAND REDUCTION IN COFEE WASTEWATER THROUGH CHEMICAL FLOCCULATION AND ADVANCED OXIDATION PROCESSES – Zayas Perez Teresa; Geissler Gunther, Hernandez Fernando: Postgrade in Environmental Sciences, Center of Chemistry, Institute of Science. Meriterious University Autonomous of Puebla.

- TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL CON ALTA CARGA ORGÁNICA Y COLOR PROVENIENTES DEL PROCESO DE VINAZA - Teresa Zayas, Viviana Romero, Mónica Meraz, Leonardo Salgado: Depto. de Química, Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma.
- INDUSTRIAL WASTE TREATMENT HANDBOOK - Frank Woodard. Capitol 2: Fundamentals. Pág. 29.
- HANDBOOK OF INDUSTRIAL WASTE TREATMENT, Volume 1, edited by Lawrence K. Wang and Mu Hao Sung Wang (Marcel Dekker, Inc., 1992).
- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN Y COAGULACIÓN CONVENCIONAL - Universidad de Castilla la Mancha, Fabiola Martínez Navarro Ciudad Real, 2007.
- STUDY FOR INDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT USING SOME COAGULANTS - H. El Karamany, Environmental Engineering Department, Zagazig University, El-Zagazig, Egypt
- LAS ANTOCIANINAS COMO COLORANTES NATURALES Y COMPUESTOS BIOACTIVOS: REVISIÓN - Gloria Astrid Garzón, Ph. D., Universidad Nacional de Colombia.
- CHEMICAL STUDIES OF ANTHOCYANINS: A REVIEW - Araceli Castaneda-Ovando, Ma. de Lourdes Pacheco-Hernandez, Ma. Elena Paez-Hernandez, Jose A. Rodriguez, Carlos Andres Galan-Vidal , Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

- REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN - Néstor Alejandro Gómez Puentes, Universidad Nacional de Colombia Manizales, 2005.
- ESTUDIO DE FACTIBILIDAD DE UN PROCESO FÍSICOQUÍMICO PARA LA REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA, COLOR Y TURBIEDAD EN AGUAS RESIDUALES DE UNA CENTRAL DE SACRIFICIO PAULO GEYMAR IBARRA RODRIGUEZ - German Darío Bastidas Pantoja, Universidad Nacional de Colombia.
- PROPIEDADES FUNCIONALES DE LAS ANTOCIANINAS - María del Carmen Reza Vargas y Jorge Armando Meza Velázquez, Universidad Juárez del Estado de Durango.
- The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review Djamel Ghernaout * Chemical Engineering Department, Saad Dahlab University of Blida, Blida 09000, Algeria.
- Camote Morado – Walter Paytan Sanchez, Universidad Agraria La Molina.

ANEXOS

1.1. Análisis de laboratorio y mediciones

1.1.1. Medición de sólidos



Foto N°1: Crisoles en mufla.



Foto N°2: Crisoles en desecador.

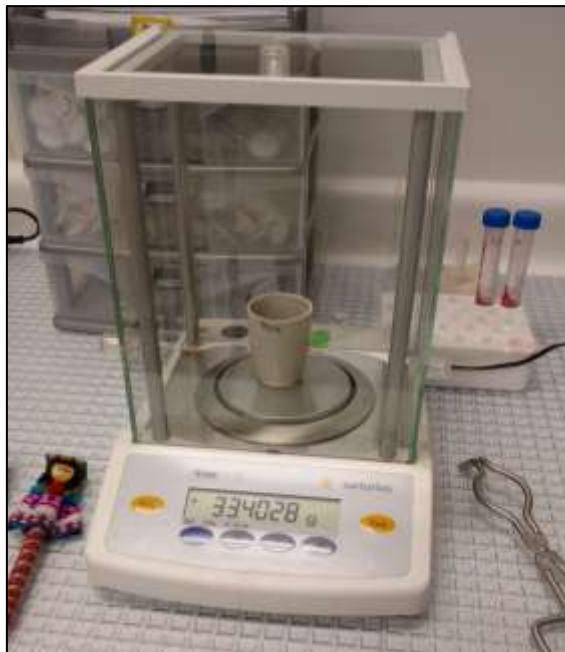


Foto N°3: Crisoles en balanza.

1.1.2. Medición de pH



Foto N°4: Medición de pH.



1.1.3. Medición de Demanda Química de Oxígeno



Foto N°7: Materiales y equipos para medición de DQO.



Foto N°8: Viales de reactivos.



Foto N°9: Espectrofotómetro multiparamétrico

1.2. Resultados de los análisis de sólidos

A continuación se mostraran los pesos obtenidos de los crisoles utilizados en la determinación de sólidos.

1.2.1. Dosis referencial de sulfato de aluminio.

Dosis (mg/L)	Crudo	100	500	1000	5000
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	29.1929	42.3446	44.0609	44.2903	45.4022
W1 (g) ST	29.3517	42.5075	44.2256	44.4426	45.6013
W2 (g) STF	29.2470	42.4082	44.1238	44.3550	45.5005
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	29.1891	44.2897	44.0600	45.3999	42.3537
W1 (g) SDT	29.3436	44.4387	44.2096	45.5485	42.5418
W2 (g) SDF	29.2427	44.3434	44.1188	45.4625	42.4509

1.2.2. Dosis optima de Hidróxido de calcio

Dosis (mg/L)	Crudo	150	200	500	650
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	29.1929	37.5589	43.0213	45.4016	37.3590
W1 (g) ST	29.3517	37.7024	43.1770	45.5509	37.5147
W2 (g) STF	29.2470	37.6277	43.0918	45.4801	37.4349
Volumen (ml)	25.0000	20.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	29.1891	33.3661	37.5549	44.2917	45.4005
W1 (g) SDT	29.3456	33.4799	37.7057	44.4367	45.5512
W2 (g) SDF	29.2427	33.4207	37.6209	44.3678	45.4767

Dosis (mg/L)	Crudo	1000	1200	1350	1500
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	29.1929	33.1489	44.2895	44.0610	42.3561
W1 (g) ST	29.3517	33.3100	44.4370	44.2208	42.5285
W2 (g) STF	29.2470	33.233	44.3761	44.1494	42.4477
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	29.1891	44.0628	33.1515	43.0198	37.3578
W1 (g) SDT	29.3456	44.2168	33.2736	43.1737	37.5127
W2 (g) SDF	29.2427	44.1464	33.2149	43.1056	37.4390

1.2.3. Dosis optima de Sulfato de aluminio

Dosis (mg/L)	Crudo	500	750	1100	1250
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	29.1919	33.1489	44.2895	44.0610	42.3561
W1 (g) ST	29.3511	33.3100	44.4500	44.2178	42.5285
W2 (g) STF	29.2470	33.233	44.3761	44.1494	42.4477
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	29.1891	44.0628	33.1515	43.0198	37.3578
W1 (g) SDT	29.3456	44.2168	33.2816	43.1670	37.5127
W2 (g) SDF	29.2427	44.1464	33.2149	43.1056	37.4390

1.2.4. Pruebas con Gradientes de 20 S⁻¹

Tiempo de Floc.	Crudo	5	10	15	20
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	33.1780	36.5619	33.3807	34.2209	37.5864
W1 (g) ST	33.3025	36.7128	33.5399	34.3639	37.7303
W2 (g) STF	33.2244	36.6422	33.4696	34.2957	37.6607
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	20.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	37.3914	44.2925	45.4027	43.0304	42.3745
W1 (g) SDT	37.5010	44.4376	45.5194	43.1686	42.5113
W2 (g) SDF	37.4253	44.3690	45.4662	43.1037	42.4460

1.2.5. Pruebas con Gradientes de 30 S⁻¹

Tiempo de Floc.	Crudo	5	10	15	20
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	33.1780	34.2359	33.4101	37.6010	36.5831
W1 (g) ST	33.3025	34.3650	33.5363	37.7289	36.7114
W2 (g) STF	33.2244	34.3087	33.4806	37.6718	36.6538
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	37.3914	33.1692	43.0260	45.4028	44.2937
W1 (g) SDT	37.4420	33.2967	43.1568	45.5296	44.4225
W2 (g) SDF	37.4053	33.2395	43.1000	45.4801	44.3761

1.2.6. Pruebas con Gradientes de 40 S⁻¹

Tiempo de Floc.	Crudo	5	10	15	20
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	36.5675	33.1772	37.5976	34.2281	33.4024
W1 (g) ST	36.6194	33.2476	37.6680	34.3012	33.4774
W2 (g) STF	36.5939	33.2262	37.6463	34.2793	33.4542
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	42.3584	44.2929	45.4046	44.0633	43.0299
W1 (g) SDT	42.4093	44.3640	45.4794	44.1356	43.1024
W2 (g) SDF	42.3857	44.3441	45.4582	44.1156	43.0817

1.2.7. Parámetros óptimos de sedimentación

Tiempo	Crudo	10'	20'	30'	40'	50'	60'
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	36.5655	42.3093	33.1667	37.6021	36.5706	34.2477	33.4114
W1 (g) ST	36.6424	42.4291	33.2523	37.6708	36.6351	34.3041	33.4659
W2 (g) STF	36.5939	42.4058	33.2343	37.6621	36.6287	34.2997	33.4617
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	42.3584	45.4031	44.0633	43.0284	42.3565	44.2978	45.4038
W1 (g) SDT	42.4293	45.4769	44.1214	43.0910	42.4202	44.3557	45.4603
W2 (g) SDF	42.3847	45.4714	44.1151	43.0851	42.4138	44.3504	45.4556

1.2.8. Parámetros óptimos de sedimentación

N° Crisol	CRUDO	TRAT. Q	CRU-TR-BIO	TR-TR-BIO
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 1 (g)	36.5675	33.4114	44.3003	44.3006
W1 (g) ST	36.6194	33.4659	44.3623	44.3634
W2 (g) STF	36.5939	33.4617	44.3414	44.3524
Volumen (ml)	25.0000	25.0000	25.0000	25.0000
W crisol 2 (g)	42.3584	45.4038	42.3597	45.4099
W1 (g) SDT	42.4093	45.4603	42.4085	45.4677
W2 (g) SDF	42.3857	45.4556	42.4004	45.4618

1.3. Panel fotográfico de otras pruebas realizadas

Se logró obtener una pequeña muestra de un tanque de aireación de un sistema de tratamiento por lodos activados, la industria produce colorantes orgánicos a través de la cochinilla.

Se pudo observar la generación de sólidos al aplicar hidróxido de calcio y sulfato de aluminio. Por lo que se recomendaría realizar una investigación referente al tratamiento fisicoquímico posterior.



Foto N°10: Agua residual de otro proceso industrial

- Ábaco que relaciona el gradiente de velocidad con las revoluciones por minuto de un equipo de prueba de jarras con recipientes de 2 litros. Jarra de sección cuadrada. Desarrollado por la Universidad de Michigan.

