

**OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN EN LA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE DE FLORIDABLANCA
APLICANDO LA METODOLOGÍA SUPERFICIE DE RESPUESTA.**

**CARLA BEATRIZ PINTO FREILE
ANDREA CAROLINA PINTO ORTIZ**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERÍAS
BUCARAMANGA**

2015

**OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN EN LA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE DE FLORIDABLANCA
APLICANDO LA METODOLOGÍA SUPERFICIE DE RESPUESTA.**

**CARLA BEATRIZ PINTO FREILE
ANDREA CAROLINA PINTO ORTIZ**

**Trabajo de grado presentado para optar por el título de:
Ingeniera ambiental**

DIRECTOR(A), PHD ALEXANDRA CERÓN VIVAS

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERÍAS
BUCARAMANGA**

2015

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Floridablanca, 15 de marzo del 2016.

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia quiero agradecerle a Dios, porque él es mi guía y el que lleva mi camino, el que me ha mantenido con fortaleza y me ha dado la inteligencia para lograr el desarrollo de este proyecto.

A mi padres, gracias porque han sido mi ejemplo a seguir, por su colaboración, entrega y por hacer tantos sacrificios para que yo llegue a ser una gran profesional. A mis hermanos, por su paciencia, explicaciones, consejos y su apoyo incondicional.

Agradezco también a cada una de las personas que nos brindaron su ayuda en las diferentes etapas del proyecto, principalmente a mi directora de tesis la PhD. Alexandra Cerón por asesorarnos y ayudarnos para lograr los resultados esperados, a mi compañera de tesis Carolina Pinto Ortiz por la compatibilidad, los conocimientos y el esfuerzo, también a la ingeniera Yolanda Otero y a los empleados de la planta de Floridablanca, por abrirnos las puertas y colaborarnos con la toma de muestras, igualmente al laboratorio de control de calidad de la PTAP la Flora, por realizar la medición de las muestras para análisis de materia orgánica natural. A todo el personal de los laboratorios de la facultad de ingeniería ambiental, gracias por su colaboración, en especial a Jhonatan Duitama por su asesoramiento y compañía durante el transcurso de la parte experimental del proyecto.

Compañeros y amigos, Gracias porque con ustedes los largos tiempos transcurridos en los laboratorios no hubiesen sido tan agradables, por las aventuras, las risas y también las tristezas compartidas durante toda la carrera.

Carla Beatriz Pinto Freile

AGRADECIMIENTOS

Primeramente quiero agradecerle a mi Padre Celestial, darle la gloria y la honra a Él, por darme la fortaleza, el entendimiento e inteligencia para el desarrollo de este proyecto, por ser ese ser amado que me guía y protege para el cumplimiento de cada una de mis metas propuestas.

A los motores de mi vida, mis padres, agradezco por brindarme todo su amor, comprensión, paciencia, apoyo incondicional en cada una de mis aspiraciones, por enseñarme unos excelentes principios y valores para ser la persona quien soy, a mi familia, por hacer parte de mi proceso de formación.

Así mismo, agradezco a nuestra directora de tesis, la Doctora Alexandra Cerón Vivas por su asesoría y apoyo en el desarrollo del proyecto, a todos los docentes de la facultad de ingeniería ambiental, por el aporte de los conocimientos brindados durante toda mi carrera, a la Ingeniera Yolanda Otero y operarios por darnos la oportunidad de elaborar este proyecto en la PTAP de Floridablanca, de igual manera agradecer al laboratorio de control de calidad de la planta la Flora por realizar las mediciones de carbono orgánico. Gracias a todo el personal de los laboratorios, Jhonatan, Alcides, Diego, de la facultad por el asesoramiento de la parte experimental del proyecto. Simultáneamente agradecer de forma especial a mi amiga y compañera de tesis, Carla Pinto por brindarme su apoyo, paciencia y conocimientos en el proyecto, de igual modo a Fernando Martínez por estar ahí en los buenos y malos momentos de mi vida durante estos años, a mis amigos por compartir cinco años de momentos agradables, felices, e inolvidables en nuestra carrera universitaria.

Andrea Carolina Pinto Ortiz

CONTENIDO

| | Pág |
|--|-----|
| INTRODUCCIÓN | 15 |
| 1. JUSTIFICACIÓN | 17 |
| 2. OBJETIVOS | 18 |
| 2.1 OBJETIVO GENERAL | 18 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 18 |
| 3. ANTECEDENTES | 19 |
| 4. MARCO REFERENCIAL | 21 |
| 4.1 MARCO CONTEXTUAL | 21 |
| 4.2 MARCO TEÓRICO | 22 |
| 4.2.1 Proceso de coagulación-floculación. | 22 |
| 4.2.2 Prueba de jarras. | 23 |
| 4.2.3 Factores influyentes en la coagulación-floculación..... | 24 |
| 4.2.4. Coagulantes utilizados en el proceso de coagulación-floculación | 29 |
| 4.2.5 Mecanismos de coagulación..... | 31 |
| 4.2.6 Materia orgánica natural (MON). | 35 |
| 4.2.7 Metodología superficie de respuesta | 38 |
| 5. METODOLOGÍA | 46 |
| 5.1 DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE | 46 |
| 5.2 MONTAJE DEL MODELO DE SUPERFICIE DE RESPUESTA..... | 48 |
| 5.2.1 Diseño central compuesto (DCC). | 48 |
| 5.2.2 Interpretación del modelo de superficie de respuesta..... | 53 |

| | |
|--|-----------|
| 5.2.3 Comparación entre los resultados de la MSR y diagramas de coagulación..... | 55 |
| 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 56 |
| 6.1 DOSIS ÓPTIMAS DE COAGULANTES | 56 |
| 6.2 METODOLOGÍA SUPERFICIE DE RESPUESTA..... | 58 |
| 6.2.1 Análisis de remoción de turbiedad | 58 |
| 6.2.2 Análisis de remoción de COD | 66 |
| 6.2.3 Probabilidad Normal de los modelos. | 69 |
| 6.3 REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA SUPERFICIE DE RESPUESTA | 71 |
| 6.3.1 Representación gráfica para remoción de turbiedad | 71 |
| 6.3.2 Representación gráfica para remoción de COD | 78 |
| 6.4 ANÁLISIS DE LA COMPARACIÓN ENTRE LOS RESULTADOS DE LA MRS Y DIAGRAMAS DE COAGULACIÓN. | 82 |
| 7. CONCLUSIONES..... | 85 |
| 8. RECOMENDACIONES..... | 87 |
| 9. BIBLIOGRAFÍA..... | 88 |
| 10. ANEXOS..... | 92 |

LISTA DE TABLAS

| | Pág |
|--|-----|
| Tabla 1. pH óptimo de algunos coagulantes | 24 |
| Tabla 2. Guía de selección de coagulantes | 26 |
| Tabla 3. Comparación entre los coagulantes..... | 31 |
| Tabla 4. Técnicas para estudiar la composición de la MON. | 36 |
| Tabla 5. Parámetros y equipos de medición | 47 |
| Tabla 6. Relación entre los valores codificados y reales. | 49 |
| Tabla 7. Dosis y pH óptimos de los coagulantes | 49 |
| Tabla 8. Resultados de los puntos bajos, centros y altos. | 50 |
| Tabla 9. Combinación de factores para el diseño compuesto central (CCD)..... | 50 |
| Tabla 10. Características de las muestras de agua cruda | 56 |
| Tabla 11. Dosis óptima del coagulante | 56 |
| Tabla 12. ANOVA para PAC - Turbiedad baja (30,7 UNT) | 58 |
| Tabla 13. Coeficientes de regresión para PAC (30,7 UNT) | 59 |
| Tabla 14. ANOVA para PAC - Turbiedad media (136 UNT) | 59 |
| Tabla 15. Coeficientes de regresión para PAC (136 UNT) | 60 |
| Tabla 16. ANOVA para PAC - Turbiedad alta (968 UNT) | 61 |
| Tabla 17. Coeficientes de regresión para PAC (968 UNT) | 62 |
| Tabla 18. ANOVA para SA - Turbiedad baja (30,7 UNT)..... | 62 |
| Tabla 19. Coeficientes de regresión para SA (30,7 UNT)..... | 63 |
| Tabla 20. ANOVA para SA – Turbiedad media (136 UNT)..... | 64 |
| Tabla 21. Coeficientes de regresión para SA (136 UNT)..... | 64 |
| Tabla 22. ANOVA para SA – Turbiedad alta (968 UNT)..... | 65 |
| Tabla 23. Coeficientes de regresión para SA (968 UNT)..... | 66 |
| Tabla 24. ANOVA para PAC - Turbiedad media (136 UNT)- COD | 66 |
| Tabla 25. Coeficientes de regresión para PAC (136 UNT) -COD | 67 |
| Tabla 26. ANOVA para SA – Turbiedad alta (136 UNT)-COD..... | 68 |
| Tabla 27. Coeficientes de regresión para SA (136 UNT) -COD..... | 68 |
| Tabla 28. Rango de turbiedades utilizadas para la comparación | 82 |

LISTA DE ILUSTACIONES

| | Pág |
|--|-----|
| Ilustración 1. Fuerzas de atracción y repulsión..... | 32 |
| Ilustración 2. Reestabilización de las partículas..... | 33 |
| Ilustración 3. Atrapamiento de las partículas dentro del floc..... | 34 |
| Ilustración 4. Efecto de puente de las partículas en suspensión..... | 34 |
| Ilustración 5. Valores que debe tomar α y n_0 | 45 |
| Ilustración 6. Toma de muestra..... | 46 |
| Ilustración 7. Montaje de prueba de jarras..... | 48 |
| Ilustración 8. Dosis de PAC y pH evaluados..... | 52 |
| Ilustración 9. Dosis de SA y pH evaluados | 53 |

LISTA DE GRÁFICAS

| | Pág |
|--|-----|
| Gráfica 1. Probabilidad normal de los residuos para PAC | 69 |
| Gráfica 2. Probabilidad normal de los residuos para Sulfato | 70 |
| Gráfica 3. Superficie de respuesta en 3D con turbiedad de 30,7 UNT | 72 |
| Gráfica 4. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 30,7 UNT | 72 |
| Gráfica 5. Superficie de respuesta en 3D con turbiedad de 136 UNT | 73 |
| Gráfica 6. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 136 UNT | 73 |
| Gráfica 7. Superficie de respuesta en 3D para PAC con turbiedad de 968 UNT .. | 74 |
| Gráfica 8. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 968 UNT | 74 |
| Gráfica 9. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 30,7 UNT | 75 |
| Gráfica 10. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 30,7 UNT | 75 |
| Gráfica 11. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 136 UNT | 76 |
| Gráfica 12. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 136 UNT | 76 |
| Gráfica 13. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 968 UNT | 77 |
| Gráfica 14. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 968 UNT | 77 |
| Gráfica 15. Superficie de respuesta en 3D para PAC con turbiedad de 136 UNT | 79 |
| Gráfica 16. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 136 UNT | 79 |
| Gráfica 17. Superficie de respuesta en 3D para SA con turbiedad de 136 UNT .. | 79 |
| Gráfica 18. Contorno en 2D para SA con turbiedad de 136 UNT | 80 |

LISTA DE ANEXOS

| | Pág. |
|---|------|
| Anexo 1. Características de las muestras de agua cruda | 92 |
| Anexo 2. Diagramas de coagulación obtenidos en el estudio Perez (2015) | 92 |
| Anexo 3. CCD en la unidad codificada y los resultados obtenidos para el PAC y Sulfato de aluminio | 96 |
| Anexo 4. Reporte de resultados de MON | 97 |

LISTA DE ECUACIONES

Pág.

| | |
|---|----|
| Ecuación 1. Función entre la variable de respuesta y variables independientes ... | 39 |
| Ecuación 2. Forma general de un modelo de primer orden | 39 |
| Ecuación 3. Modelo de primer orden ajustado..... | 40 |
| Ecuación 4. Modelo de segundo orden..... | 40 |
| Ecuación 5. Modelo de segundo orden ajustado | 41 |
| Ecuación 6. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 30,7 UNT | 59 |
| Ecuación 7. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT | 61 |
| Ecuación 8. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 968 UNT | 62 |
| Ecuación 9. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 30,7 UNT | 63 |
| Ecuación 10. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT | 65 |
| Ecuación 11. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 968 UNT | 66 |
| Ecuación 12. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT-COD..... | 67 |
| Ecuación 13. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT-COD..... | 69 |

RESUMEN GENERAL DE TRABAJO DE GRADO

TITULO: OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE DE FLORIDABLANCA APLICANDO LA METODOLOGÍA SUPERFICIE DE RESPUESTA

AUTOR(ES): Carla Beatriz Pinto Freile
Andrea Carolina Pinto Ortiz

FACULTAD: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR(A): Ph.D Alexandra Cerón Vivas

RESUMEN

El proceso de coagulación-floculación puede desarrollarse a escala laboratorio mediante la realización de pruebas de jarras para establecer el comportamiento y eficiencia de los coagulantes. El presente proyecto tiene como objetivo principal, optimizar el proceso de coagulación-floculación en la planta de tratamiento de agua potable (PTAP) del municipio de Floridablanca, a través de un modelo de superficie de respuesta, para estimar los valores de dosis de coagulante y pH óptimos que permitan una mayor remoción de turbiedad y materia orgánica. Se evaluaron los dos coagulantes utilizados en la PTAP: sulfato de aluminio líquido (SA) y policloruro de aluminio (PAC). El modelo de superficie que se implementó fue un Diseño Central Compuesto (DCC) desarrollado estadísticamente en el software Statgraphics, por medio del cual se obtuvieron modelos cuadráticos que fueron valorados mediante análisis de varianza, determinando la significancia de los mismos. Se elaboraron gráficas de superficies en 3d y de contorno en 2d, de modo que se determinaron los puntos máximos donde se presentan los porcentajes de remoción más significativos. Cuando se utilizó PAC como coagulante se obtuvieron los siguientes resultados para valores de turbiedad baja, media y alta: dosis de 54,2 mg/L, 12,1 mg/L y 43,7 mg/L y pH óptimo de 9.1, 9.1 y 8.1 unidades, respectivamente. Para SA se alcanzaron los siguientes resultados: dosis de 84,32 mg/L, 70,72 mg/L y 125,12 mg/L y pH de 8.3, 8.6 y 8.6 unidades, para valores de turbiedad baja, media y alta, respectivamente. Los mejores porcentajes de remoción de COD conseguidos con PAC cuando se presentó turbiedad alta fueron con dosis de 14,72 mg/L y pH 6,3 unidades y con SA se obtuvieron con pH de 8,6 y dosis óptima de 70,72 mg/L. Con la MSR se pueden obtener predicciones para hallar puntos óptimos y a su vez reducir el número de experimentos.

PALABRAS CLAVES:

Metodología superficie de respuesta, turbiedad, materia orgánica natural.

GENERAL SUMMARY OF WORK OF GRADE

TITLE: COAGULATION-FLOCCULATION PROCESS OPTIMIZATION IN FLORIDABLANCA'S DRINKING WATER TREATMENT PLANT APPLYING THE RESPONSE SURFACE METHODOLOGY.

AUTHOR(S): Carla Beatriz Pinto Freile
Andrea Carolina Pinto Ortiz

FACULTY: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR: Ph.D Alexandra Cerón Vivas

ABSTRACT

The coagulation-flocculation process can be developed at laboratory scale by performing jar tests to establish behavior and efficiency of coagulants. This project's aim is to optimize the process of coagulation-flocculation on the drinking water treatment plant (DWTP) from the Floridablanca municipality through a model response surface, to estimate the values of coagulant dosage and optimal pH allowing greater removal of turbidity and organic matter. The two coagulants used in the PTAP were evaluated: Aluminum chlorohydrate (PAC) and aluminum sulfate (AS). Central Composite Design (DCC) was used and it was developed in the Statgraphics software and quadratic models were assessed by analysis of variance, determining the significance thereof were obtained. Likewise, 3D surface and contour 2D graphs were produced such that the peaks where the percentages of most significant removal occur are determined. When PAC was used as a coagulant the following results were obtained for values of low, medium and high turbidity: dose of 54,2 mg/L, 12,1 mg/L y 43,7 mg/L and optimum pH of 9.1, 9.1 y 8.1 unidades, respectively. For SA the following results were achieved: doses of 84,32 mg/L, 70,72 mg/L y 125,12 mg/L and pH of 8.3, 8.6 y 8.6 units for low, medium and high turbidity values, respectively. The best COD removal rates obtained in high turbidity was with PAC with a dose of 14,72 mg/L and pH 6.3 and with AS was 8.6 pH units and an optimum dose of 70,72 mg/L. With the MSR can be obtained predictions to find optimal points and in turn reduce the number of experiments.

KEYWORDS:

Response surface methodology, turbidity, natural organic matter.

INTRODUCCIÓN

En el departamento de Santander, la calidad del agua se ha visto afectada por la contaminación de los cuerpos hídricos, por tal motivo las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP), utilizan procesos físico-químico con la finalidad de eliminar partículas y organismos patógenos no deseables del agua, de manera que se vuelva apta para el consumo humano, cumpliendo con los parámetros exigidos según la resolución 2115 de 2007, como los bajos niveles de materia orgánica, turbiedad, sabor y olor aceptables.

Dentro de los procesos utilizados para garantizar la calidad adecuada del agua potable se encuentra la coagulación-floculación, que facilita la aglomeración de las partículas, a raíz de la desestabilización y colisión entre ellas, formando flóculos, que posteriormente son removidos por sedimentación y filtración, disminuyendo la turbidez del agua.

La planta de tratamiento de agua potable (PTAP) de Floridablanca, fue construida para cubrir la demanda de consumo de agua del municipio, pero años atrás se vio en la necesidad de ampliar sus estructuras por el aumento de la población. Asimismo se realizaron ajustes en los coagulantes, que pasaron de ser sólidos a líquidos y presentaron cambios en las dosificaciones, además, realizaron análisis más profundos como la determinación de la materia orgánica natural (MON) para dar cumplimiento a los estándares de calidad.

Actualmente la PTAP de Floridablanca utiliza los diagramas de coagulación para determinar las condiciones químicas del proceso y las dosis de coagulante en función de los pH, Sin embargo, la construcción de estos diagramas requiere un gran número de muestras y análisis. El presente proyecto se enfocó en optimizar el proceso de coagulación-floculación de la PTAP de Floridablanca, mediante un modelo estadístico de superficie de respuesta (MSR), por medio de la elaboración

de un diseño central compuesto que permitió caracterizar el agua y encontrar las dosis optimas de coagulantes que garantizan los porcentajes de remoción más elevados de turbiedad y materia orgánica natural (MON) con menor cantidad de experimentos y tiempo de realización de los mismos, así mismo se analizó la viabilidad de la metodología aplicada.

1. JUSTIFICACIÓN

El continuo desarrollo tecnológico e investigativo está obligando a evolucionar los procesos de tratamientos de aguas con el fin de lograr mayores eficiencias. Es de gran importancia valorar nuevos productos y metodologías desarrolladas para optimizar los procesos de potabilización en las PTAP.

Esta investigación implementó la metodología superficie de respuesta (MRS) para optimizar los procesos de coagulación-floculación de la PTAP de Floridablanca. La metodología se basa en desarrollar el modelado y análisis en aplicaciones donde la respuesta de interés está influenciada por diferentes variables (Carolla, et al. 2009). A su vez permite realizar pocos experimentos y enfoca la atención sobre los niveles donde la respuesta es óptima. De forma que se realizaron pruebas a escala de laboratorio para obtener dosis óptimas de coagulantes, remoción de turbiedad y MON. Posteriormente los datos obtenidos fueron usados para desarrollar los respectivos análisis de la técnica y la viabilidad de la misma.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

- Optimizar el proceso de coagulación-floculación de la PTAP de Floridablanca mediante la metodología superficie de respuesta (MSR).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las dosis óptimas de coagulantes que maximicen la remoción de turbiedad y materia orgánica natural (MON).
- Establecer los puntos óptimos de dosis y pH que garanticen la mayor remoción de turbiedad y MON mediante un diseño central compuesto.
- Seleccionar el coagulante que brinde los más altos porcentajes de remoción de turbiedad y MON.
- Comparar los resultados obtenidos en la MSR con los diagramas de coagulación utilizados por la PTAP de Floridablanca.

3. ANTECEDENTES

La PTAP de Floridablanca permite y brinda su colaboración constante en la realización de investigaciones desarrolladas por las diferentes universidades, ya que los resultados obtenidos les sirven de base para la toma de decisiones y para efectuar mejoras en los sistemas. Perez (2015), realizó una valoración técnico-económica del proceso de coagulación en la planta, para lo cual tomó muestras de agua cruda y realizó pruebas a escala laboratorio determinando las dosis y pH óptimos de coagulantes líquidos como Policloruro de Aluminio (PAC) y Sulfato de Aluminio a diferentes turbiedades. A partir de los datos obtenidos construyó diagramas de coagulación que son utilizados actualmente por la planta. Sin embargo, la construcción de estos diagramas requiere un gran número de muestras y análisis.

Los distintos estudios realizados para lograr la optimización del proceso de coagulación-floculación aplicando la metodología superficie de respuesta para el mejoramiento de la calidad del agua potable y residual, han demostrado resultados favorables. El estudio realizado por Ramírez, et al. (2005), se enfocó en el pre-tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de México, cuya finalidad fue evaluar la eficiencia del tratamiento obtenido con el uso de nuevos productos en la coagulación-floculación y compararlos con los productos comerciales. Los resultados obtenidos de remoción mediante los modelos matemáticos arrojaron como mejor coagulante al PAX XL60 y floculante al Zwitteriónico 2PNOD2R a un pH de 6,0 y dosis de 20 mg/L y 0,1 mg/L, respectivamente.

Posteriormente, en una investigación realizada por Trinh & Kang (2011), el objetivo principal fue encontrar la dosis óptima de coagulante y pH con respecto a la mayor eliminación de turbidez y MON, comparando los coagulantes policloruro de aluminio (PAC) y sulfato de aluminio. Los resultados indicaron que las condiciones óptimas para el PAC era una concentración de 0,11 mM, pH de 7,4

para obtener un 91,4% de eliminación de turbidez y 31,2% de remoción de MON, mientras que con sulfato de aluminio a una concentración de 0,15 mM, pH de 6,6, se obtuvo un 86,3% de eliminación de turbidez y 34,3% de MON.

La MON es un parámetro poco medido en las PTAP, a pesar que si se llega a exceder puede ocasionar graves problemas en las instalaciones, procesos y calidad del agua. Moreano & Ocampo (2011) realizaron una caracterización química de la MON del río Pasto utilizando tecnologías de análisis instrumental modernas las cuales fueron: Termoquimólisis-CG-MS, cromatografía de fraccionamiento en flujo mediante campos, plasma acoplado inductivamente acoplado a espectrometría de masas ICP-MS. El principal objetivo del proyecto consistió en investigar las características químicas de la MON del río, el cual es la principal fuente de abastecimiento de la ciudad y permitir el entendimiento de su influencia en las características del agua y el emprendimiento de posibles acciones para disminuir el riesgo químico asociado con la desinfección en la planta y las reacciones conocidas de formación de subproductos. Se encontró que los componentes de la MON fueron compuestos orgánicos tales como ácidos carboxílicos y compuestos aromáticos con pesos moleculares alrededor de 5 kDa. La presencia de hierro y cromo son signos de una posible contribución de suelos volcánicos del área ricos en pirita y algunos efluentes descargados sin control de la pequeña industria artesanal del cuero.

4. MARCO REFERENCIAL

4.1 MARCO CONTEXTUAL

El sistema actual del acueducto del Área Metropolitana de Bucaramanga toma las aguas de los ríos Suratá (abastece la planta de Bosconia), Tona (abastece la planta de La Flora y Morrórico), y Frío (abastece la planta de Floridablanca), con una capacidad de tratamiento de 2.000, 1.400 y 600 litros por segundo respectivamente. La primera fuente corresponde al sistema de bombeo y las dos últimas fuentes corresponden a sistemas por gravedad (Acueducto Metropolitano de Bucaramanga, 2014).

El agua del río Frío se capta para el acueducto aguas arriba de la antigua Cervecería Clausen y entrega a la Planta de Floridablanca, la cual está localizada en la zona Suroriental del Área Metropolitana de Bucaramanga, en la parte alta de los barrios Bucarica y Caracolí del municipio de Floridablanca, a una altura media de 1.042 msnm.

La planta consta de dos secciones: La sección 1, planta antigua y la sección 2. La sección 1 realiza las operaciones con los siguientes dispositivos: mezcla rápida en un vertedero, mezcla lenta con floculadores mecánicos reciprocantes, sedimentadores de tipo convencional optimizados con placas y filtros rápidos. La sección 2 contiene: mezcla rápida en canaleta Parshall, mezcla lenta en floculadores hidráulicos de flujo horizontal, sedimentadores de placas paralelas y filtros rápidos. Las dos secciones de la planta funcionan en paralelo, produciendo en promedio 600 L/s de agua potable, de la cual se beneficia gran parte del suroriente del área metropolitana de Bucaramanga

4.2 MARCO TEÓRICO

4.2.1 Proceso de coagulación-floculación. Uno de los procesos esenciales en el sistema de tratamiento de agua potable es la coagulación-floculación, el cual se emplea para facilitar el asentamiento de los sólidos que se encuentran suspendidos en el agua (Labarces, 2007). El proceso de coagulación es el encargado de desestabilizar las partículas de carga negativa suspendidas en el agua, neutralizando las fuerzas que las mantiene separadas, por medio de la adición de un coagulante, para formar microfloculos. La adición del coagulante se realiza en fracción de segundos en la unidad donde se efectúa la mezcla rápida para que haya mayor eficiencia.

Hay una serie de factores que influye en la coagulación (BERÓN, 2004), entre ellos:

- Características del agua
- Tipo de coagulante
- Dosis de coagulante
- pH de coagulación
- Condiciones de mezcla
- Temperatura

Por otra parte, el proceso de floculación es aquel mediante el cual las partículas desestabilizadas, se unen formando flóculos hasta una condición adecuada para sedimentar en el agua, dejando esta clarificada. Este proceso se lleva a cabo en la unidad de mezcla lenta para evitar el rompimiento de los flóculos y la pérdida de las características de aglomeración. Del mismo modo que la coagulación, la floculación es influenciada por factores tales como (Labarces, 2007):

- Carga eléctrica de las partículas
- Capacidad de intercambio

- Tamaño y concentración del floculo
- pH
- temperatura
- Concentración del electrolito

4.2.2 Prueba de jarras. La prueba de jarras es la principal técnica a nivel de laboratorio para establecer el comportamiento y eficiencia de cualquier coagulante que se utilice en el proceso de coagulación-floculación, de forma que se obtenga la concentración óptima del mismo para adquirir un floc con las mejores características y una buena calidad de agua en una PTAP. Los factores a tener en cuenta son: selección del pH óptimo, dosis óptima, condiciones de operación (tiempo y gradiente de mezcla), remoción de turbiedad y color.

A su vez, las pruebas de jarras se pueden usar para la determinación de (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000):

1. Dosis óptima de coagulantes, alcalinizante y desinfectante.
2. Evaluaciones cualitativas:
 - Tamaño del flóculo producido
 - Tiempo inicial de formación del flóculo.
3. Evaluaciones cuantitativas:
 - Determinaciones físicas: turbiedad y color residuales, así como tiempos y gradientes óptimos de velocidad. Cuando sea pertinente pueden también determinarse: la velocidad de sedimentación de los flóculos formados, y el número de partículas presentes por tamaños. Determinaciones químicas: pH y alcalinidad antes y después de la coagulación. Adicionalmente la concentración del aluminio residual, hierro y/o manganeso si procede.

4.2.3 Factores influyentes en la coagulación-floculación.

4.2.3.1. pH. El pH es una de los factores importantes en el proceso de coagulación, ya que indica la condición alcalina (pH 7-14) o ácida (pH 0-7) de la muestra de agua. Los rangos de pH óptimo están en función del tipo de coagulante, la composición química del agua y la dosis de coagulante.

Este parámetro afecta directamente la solubilidad de los flóculos formados por el hierro y el aluminio. Las sales de aluminio deben estar en un rango de pH de 6.5 a 8.0 y las sales de hierro entre 5.5 y 8.5 (J. Romero, 2004). En la siguiente tabla se muestra el pH óptimo de algunos coagulantes.

Tabla 1. pH óptimo de algunos coagulantes

| Coagulante | pH óptimo |
|-------------------------|--------------------|
| Alumbre | 4 - 7 |
| Sulfato Ferroso | > 8.5 |
| Sulfato ferroso y cloro | (3.5 - 6.5) y >8.5 |
| Cloruro férrico | (3.5 - 6.5) y >8.5 |
| Sulfato férrico | (3.5 - 7.0) y >9.0 |

Fuente. Romero 2000

Cabe señalar que, si los valores de pH están por debajo del rango del pH óptimo, se puede usar hidróxido de sodio o ácido clorhídrico para aumentarlo o disminuirlo, respectivamente.

4.2.3.2 Alcalinidad. La alcalinidad es importante en el tratamiento de agua dado que tiene la capacidad de neutralizar los ácidos, reacciona con coagulantes hidrolizables (como sales de hierro y aluminio) durante el proceso de coagulación. Además, este parámetro tiene incidencia sobre el carácter corrosivo o incrustante que pueda tener el agua y cuando alcanza niveles altos puede tener efectos sobre el sabor (OPS, 2005).

En aguas naturales, la alcalinidad se debe a la presencia de tres clases de compuestos:

- Bicarbonatos
- Carbonatos
- Hidróxidos

Los indicadores usados para la determinación de alcalinidad en la muestra de agua son: Fenolftaleína, Metil naranja, verde bromocresol. Se expresa como mg/L de carbonato de calcio (CaCO_3) y se determina por medio de la titulación con ácido sulfúrico 0.02N, debido a que los iones H^+ originados de dicha solución neutralizan los iones OH^- libres y los disociados de la hidrólisis de carbonatos y bicarbonatos.

Los factores influyentes en la alcalinidad del agua son:

- pH
- Composición del agua
- Temperatura
- Fuerza iónica

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos-EPA (2000), concluye que una muestra de agua no debe mostrar cambios bruscos en el contenido de la alcalinidad, pues esto podría indicar un cambio en la calidad del agua.

Normalmente el agua contiene alcalinidad, por el contrario, sino hay presencia de ésta puede ser necesario la adición de un alcalinizante primario como el hidróxido de calcio.

Según Romero (2000), la clasificación del agua de acuerdo con su turbiedad y alcalinidad puede servir de guía en la selección del coagulante. Ver tabla 2.

Tabla 2. Guía de selección de coagulantes

| Tipo de agua | Alumbre | Sales férricas | Polímero | Magnesio |
|--|---|--|--|--|
| Agua de turbiedad y alcalinidad altas, las más fáciles de coagular. (Turbiedad > 100 UNT) (Alcalinidad > 250 mg/l) | Efectivo para pH=5 a 7. No requiere agregar alcalinidad ni ayuda de coagulación. | Efectivo para pH=6 a 7. No requiere agregar alcalinidad ni ayuda de coagulación. | Polímeros catiónicos son muy efectivos. Los aniónicos y no iónicos pueden ser efectivos. Los mejores son los de masa molecular alta. | Efectivo mediante precipitación de Mg(OH) ₂ |
| Alta turbiedad. Alcalinidad baja. (Turbiedad > 100 UNT). (Alcalinidad < 50 mg/l) | Efectivo para pH=5 a 7. Puede requerir adición de alcalinidad si el pH disminuye durante el tratamiento | Efectivo para pH=5-7. Puede requerir adición de alcalinidad si el pH disminuye durante el tratamiento. | Polímeros catiónicos son muy efectivos. Los aniónicos y no iónicos pueden ser efectivos. Los mejores son los de masa molecular alta. | Efectivo. Incrementa la alcalinidad y facilita la estabilización |
| Baja turbiedad. Baja alcalinidad. Las más difíciles de coagular. (Turbiedad < 10 UNT) (Alcalinidad < 50 mg/l) | Efectivo en dosis altas. Puede requerir ayuda de coagulación. | Efectivo en dosis bajas. Debe agregarse ayuda de coagulación para hacer el floc más pesado. | No funciona solo. Debe agregarse arcilla u otra ayuda antes del polímero. | Efectivo gracias a la precipitación de Mg(OH) ₂ |
| Baja turbiedad. Baja alcalinidad. Las más difíciles de coagular. (Turbiedad < 10 UNT) (alcalinidad < 50 mg/l) | Efectivo gracias a la floc de barrido. Debe agregarse alcalinidad o arcilla. | Efectivo gracias a la floc de barrido. Debe agregarse alcalinidad o arcilla. | No funciona solo. Debe agregarse arcilla antes del polímero debido a la turbiedad baja. | Aumenta la alcalinidad y hace el agua más fácil de estabilizar |

Fuente. Romero 2000

4.2.3.3 Turbiedad y color. La turbiedad es una propiedad del líquido causada por la interferencia de los rayos de luz que atraviesan la muestra de agua y puede ser ocasionada por la presencia de partículas en suspensión.

Los componentes más frecuentes en las aguas turbias son las arcillas, que constituye un material terroso, de gránulos muy finos, compuesta por sílice, aluminio y agua, por otra parte, también están presentes algunos minerales, materia orgánica e inorgánica y microorganismos.

La medición de turbiedad se determina por el método nefelométrico, la unidad de turbidez se expresa en UNT; por otra parte, con turbiedades medias se utilizan equipos como analizadores ópticos y cuando son turbiedades bajas se usan turbidímetros de diseminación (Perez, 2015). Los valores obtenidos de turbiedad son utilizados para establecer el grado de tratamiento que requiere el agua, la tasa de filtración y sedimentación para una mayor eficiencia en el proceso.

Según Organización Mundial de la Salud-OMS (1996), la turbiedad del agua no debe superar las 5 UNT para el consumo humano. En Colombia, según la Resolución 2115 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2007), se recomienda tener una turbiedad menor de 1 UNT para la optimización del proceso.

El color del agua es causado por partículas pequeñas llamadas coloides hidrofóbicos que varían entre 3.5 a 10 μm y causan turbiedad que a su vez también es producida por hidróxidos metálicos como el hierro y por la descomposición de productos naturales del suelo como sustancias húmicas (ácidos fúlvicos, himatomelánicos y húmicos) y por compuestos orgánicos desconocidos (Pérez, et al.1977).

Dos tipos de color se reconocen en el agua: el color verdadero, o sea el color de la muestra una vez que su turbidez ha sido removida y el color aparente que incluye no solamente el color de las sustancias en solución y coloidales sino también el color debido al material suspendido (Murillo, 2011).

El color se mide sobre la escala de platino cobalto (Pt/Co) y se acostumbra medirlo simultáneamente con el pH, pues la intensidad del color depende del pH, normalmente es una relación directa, el color aumenta con el incremento del pH, además, es recomendable que la medición del color se realice cuando no haya turbiedad, ya que ésta cubre el color.

La mayor parte del color es removido en los procesos de coagulación-floculación y sedimentación, por ello para lograr la clarificación final se usa la filtración a través de medios porosos. Black & Christman (1963) demostraron que los filtros comerciales de membrana con poros de 3,5 μm , retenían 91% del color original mientras que los poros de 10 μm retenían solo 13%.

El agua debe tener una apariencia aceptable, debe estar libre de turbiedad, color y sabor desagradable, además, se debe garantizar que el agua no contenga microorganismos patógenos causantes de enfermedades y de minerales que produzcan efectos adversos a la sociedad. Una vez logrado el cumplimiento de estas condiciones se le denomina agua potable y puede ser consumida de forma segura.

4.2.3.4 Temperatura. La temperatura es una de las propiedades físicas del agua a tener en cuenta, puesto que influye en la formación del floculo. Cuando el agua está a temperatura baja, la reacción será más lenta y el tiempo es mayor para la formación del floc y con temperaturas altas, se incrementa las colisiones entre las partículas suspendidas afectando la energía cinética en el proceso de coagulación (Castrillón & Giraldo, 2012).

Las variables relacionadas con el cambio de temperatura en los procesos de tratamiento del agua son:

- El grado de saturación de OD
- La actividad biológica

- Precipitación de compuestos
- Procesos de mezcla
- El valor de saturación con carbonato de calcio.

4.2.4. Coagulantes utilizados en el proceso de coagulación-floculación. Los coagulantes que pueden emplearse para las dosificaciones son los coagulantes metálicos y los polímeros orgánicos e inorgánicos (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000).

4.2.4.1 Coagulantes Metálicos. Estos productos actúan como coagulantes y floculantes a la vez. Añadidos al agua forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH entre 7.5 y 8.2. Esta reacción de hidrólisis produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico. Aun cuando inicialmente no haya sólido suspendido en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que enredan a los coloides desestabilizados (Labarces, 2007).

Estos pueden ser de tres tipos: sales de aluminio, sales de hierro y compuestos varios, como el carbonato de magnesio. Los coagulantes con sales de aluminio son el sulfato de aluminio, sulfato de aluminio amoniacal y aluminato de sodio. Los coagulantes con sales de hierro son el cloruro férrico, el sulfato férrico y el sulfato ferroso (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000) .

El sulfato de aluminio es el coagulante utilizado de forma tradicional en las PTAP del país, por su bajo costo y fácil dominio, por lo cual tiene gran demanda. Este coagulante está disponible en presentación líquida y sólida, así como en diferentes grados de pureza: producto estándar con un alto contenido de hierro residual, y producto libre de hierro (Rinne, 1998).

4.2.4.2 Polímeros orgánicos e inorgánicos. Se pueden emplear los polímeros de hierro (III) y aluminio como coagulantes. Se recomienda el uso de policloruro de

aluminio (PAC) para el tratamiento de aguas blandas y turbias. Entre los polímeros orgánicos o polielectrólitos que se pueden emplear están los derivados del almidón y la celulosa y materiales proteicos. Para la aplicación de los coagulantes sintéticos debe solicitarse la aprobación del Ministerio de Salud. En la operación, la velocidad de agitación debe ser menor, ya que altas velocidades pueden llegar a romper las largas cadenas poliméricas; por tanto, debe mantenerse una mezcla uniforme y se debe evitar la ruptura de los puentes formados entre polímeros y coloides. Para su empleo se recomienda la realización de ensayos de jarras en rangos amplios de dosificaciones, para determinar la dosificación óptima (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000).

Los PAC's son producidos adicionando una base al cloruro de aluminio hasta lograr la fórmula empírica $Al(OH)_nCl_{3-n}$, donde n toma valores que van de 1 a 2.5. Los diferentes PAC's se tipifican por su contenido de aluminio (porcentaje de Al_2O_3), contenido de sulfatos (porcentaje de SO_4) y contenido de hidróxido (porcentaje de basicidad). Los PAC's tienen diferentes fases sólidas en las reacciones hidrolíticas respecto a los coagulantes convencionales: Los flóculos de PAC's tienden a ser grupos de pequeñas esferas y/o estructuras tipo cadena con tamaño menor a 25 mm, mientras que los flóculos de sulfato de aluminio son usualmente estructuras esponjosas y porosas con tamaño de 25 a 100 mm. Esta diferencia estructural hace que los PAC's produzcan una menor turbiedad en suspensión que el sulfato de aluminio (Flórez, et al. 2011).

4.2.4.3 Ventajas y desventajas de los Coagulantes. Los PAC's contienen una gama de especies hidrolíticas de Al(III) preformadas de calidad superior y poseen una estructura que es bastante estable ante hidrólisis posteriores, que contribuye a su mayor eficiencia de coagulación, por lo cual se consideran más eficientes que el sulfato de aluminio dadas las ventajas de menor producción de lodos y la menor dependencia de la temperatura y el pH. Sin embargo, su eficiencia también se ve afectada por algunos parámetros como la composición del agua cruda y las

condiciones de operación específicas. En la tabla 3 se describen las principales ventajas y desventajas de los coagulantes nombrados anteriormente, en cuanto a sus características básicas.

Tabla 3. Comparación entre los coagulantes.

| Parámetros | Sulfato de aluminio | Policloruro de aluminio |
|---------------------|--|--|
| pH | El rango de pH controla cuál especie de hidroxilo de aluminio se produce. | Se espera menor impacto del pH por la presencia de formas de aluminio pre polimerizadas. |
| Temperatura | La temperatura afecta la hidrólisis y por ende, la producción de complejos hidroxilos cargados positivamente esenciales para la coagulación. | Menor efecto de la temperatura por la presencia de formas de aluminio pre polimerizadas. |
| Especie de aluminio | La mayoría de especies de aluminio son complejos hidroxilos monoméricos con una carga catiónica de +1 a +3. | Presencia de formas de aluminio monoméricas y poliméricas. |
| Cinética | Más lenta | Más rápida |

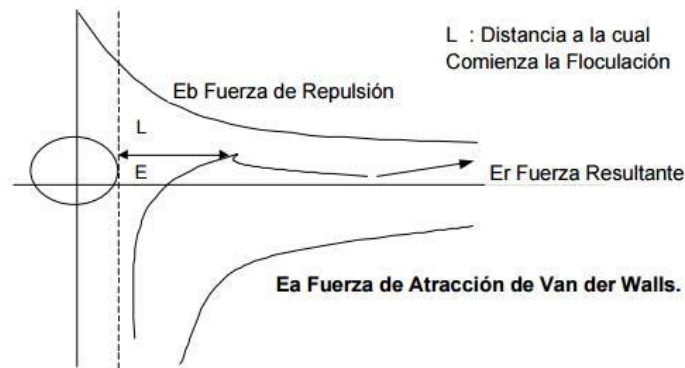
Fuente. Flórez, et al. 2011

4.2.5 Mecanismos de coagulación. Se requieren mecanismos fisicoquímicos para lograr la desestabilización de las partículas, algunos de ellos son:

4.2.5.1 Compresión de la doble capa. Cuando se aproximan dos partículas semejantes, sus capas difusas interactúan y generan una fuerza de repulsión, cuyo potencial de repulsión está en función de la distancia que los separa y cae rápidamente con el incremento de iones de carga opuesta al de las partículas, esto se consigue sólo con los iones del coagulante, en la ilustración 1 se muestra esta interacción. Existe por otro lado un potencial de atracción o fuerzas de atracción entre las partículas llamadas fuerzas de Van der Waals, que dependen de los átomos que constituyen las partículas y de la densidad de estos últimos. Contrariamente a las fuerzas de repulsión, las fuerzas de Van der Waals no son afectados por las características de la solución.

Si la distancia que separa a las partículas es superior a “L”, entonces las partículas, no se atraen. E es la energía que los mantiene separados (Andía, 2000).

Ilustración 1. Fuerzas de atracción y repulsión.



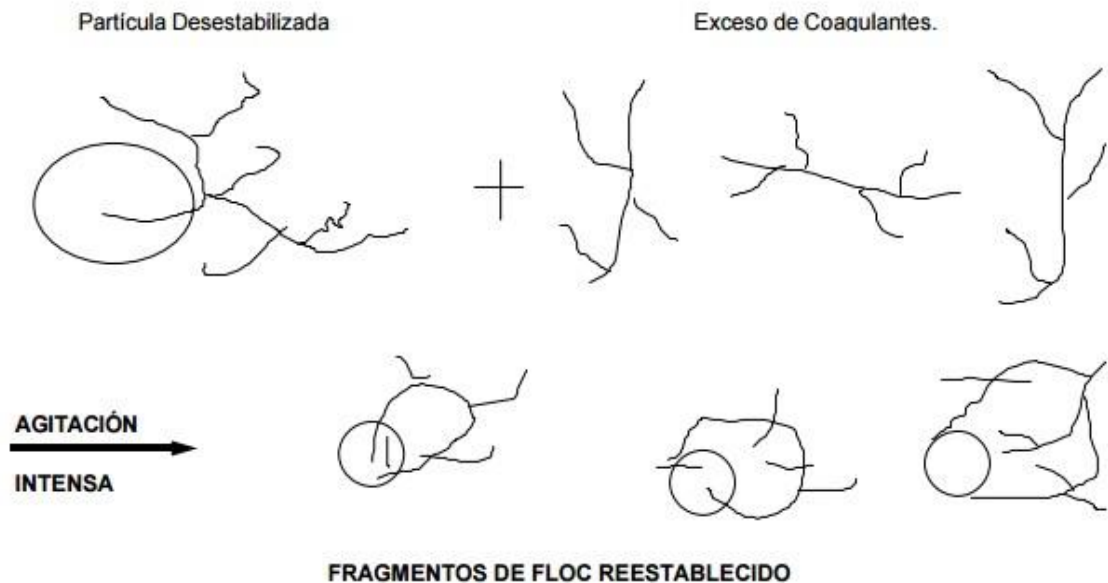
Fuente. Andía 2000

4.2.5.2 Adsorción y neutralización de cargas. Las partículas coloidales poseen carga negativa en su superficie, estas cargas llamadas primarias atraen los iones positivos que se encuentran en solución dentro del agua y forman la primera capa adherida al coloide.

El potencial en la superficie del plano de cizallamiento es el potencial electrocinético o potencial ZETA, este potencial rige el desplazamiento de coloides y su interacción mutua. Después de la teoría de la doble capa, la coagulación es considerada como la anulación del potencial obtenido por adición de productos de coagulación-floculación, en la que la fuerza natural de mezcla debido al movimiento browniano no es suficiente requiriéndose una energía complementaria necesaria, por ejemplo, realizar la agitación mecánica o hidráulica. Cuando se adiciona un exceso de coagulante al agua a tratar, se produce reestabilización de la carga de la partícula; esto se puede explicar debido a que los excesos de

coagulante son absorbidos en la superficie de la partícula, produciendo una carga invertida a la carga original, como se puede apreciar en la ilustración 2 (Andía, 2000).

Ilustración 2. Reestabilización de las partículas

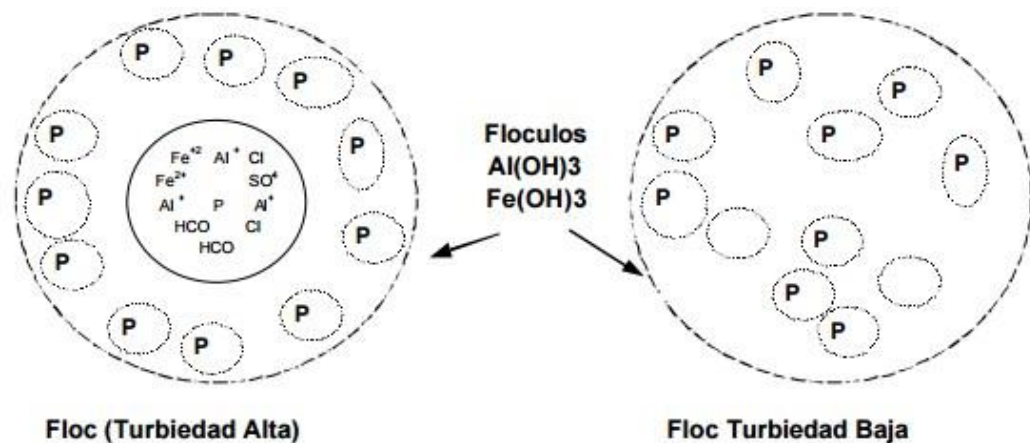


Fuente. Andía 2000

4.2.5.3 Atrapamiento de partículas dentro de un precipitado. Las partículas coloidales desestabilizadas se pueden atrapar dentro de un floc cuando se adiciona una cantidad suficiente de coagulante, habitualmente sales de metales trivalentes como el sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$, o Cloruro Férrico $FeCl_3$. La presencia de ciertos aniones y de las partículas coloidales acelera la formación del precipitado. Las partículas coloidales juegan el rol de anillo durante la formación del floc; este fenómeno puede tener una relación inversa entre la turbiedad y la cantidad de coagulante requerida. En otras palabras, una concentración importante de partículas en suspensión puede requerir menor cantidad de coagulante. La ilustración 3 muestra este atrapamiento (Andía, 2000).

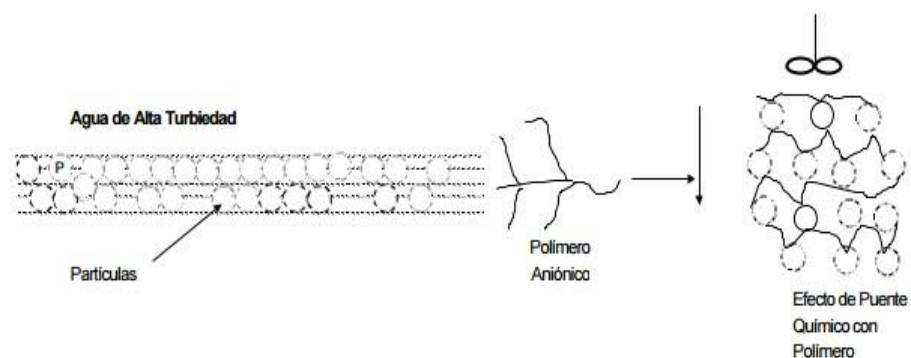
4.2.5.4 Adsorción y puente. En cualquier caso, se obtiene el tratamiento más económico utilizando un polímero aniónico, cuando las partículas están cargadas negativamente. Este fenómeno es explicado por la teoría del “puente” como se aprecia en la ilustración 4. Las moléculas del polímero muy largas contienen grupos químicos que pueden absorber las partículas coloidales. La molécula de polímero puede así absorber una partícula coloidal en una de sus extremidades, mientras que los otros sitios son libres para absorber otras partículas, formando puentes entre las partículas coloidales. Esto puede tener una restabilización de la suspensión, por una excesiva carga de polímeros (Andía, 2000).

Ilustración 3. Atrapamiento de las partículas dentro del floc



Fuente. Andía, 2000

Ilustración 4. Efecto de puente de las partículas en suspensión



Fuente. Andía 2000

4.2.6 Materia orgánica natural (MON).

4.2.6.1 MON en aguas naturales. Las aguas naturales contienen concentraciones variables de numerosos compuestos orgánicos; incluso el agua lluvia contiene materia orgánica en concentraciones en torno a 1 mg/L COT. La mayor parte del material orgánico está presente en forma disuelta (carbono orgánico disuelto: COD), mientras que una mínima parte está en forma coloidal particulada.

La concentración de materia orgánica natural es usualmente baja en aguas subterráneas y en aguas marinas (en estas últimas en torno a 1 mg/L COT), variable en aguas superficiales (una media en el rango de 5-6 mg/L COT) y puede llegar a ser bastante alta en algunos casos concretos, como en lagos eutrofizados (30 mg/L COT y valores superiores). La MON del agua proviene principalmente del arrastre de materia orgánica de los suelos circundantes y de reacciones biológicas, químicas y fotoquímicas que sufren los subproductos orgánicos derivados de la descomposición de plantas y animales en el medio acuoso.

La composición de la MON depende claramente del lugar de origen y está conformada por una variedad de compuestos, desde ácidos hidrófilicos de bajo peso molecular, carbohidratos, proteínas y aminoácidos hasta compuestos de mayor peso molecular, como los ácidos fúlvicos y húmicos. El estudio de la composición de la MON generalmente se lleva a cabo mediante su fraccionamiento en grupos de compuestos con características y propiedades afines, algunas de las técnicas experimentales empleadas para tal fin y los inconvenientes que estas presentan al momento de su ejecución, se describen en la tabla 4 (Vidal, 2003).

Tabla 4. Técnicas para estudiar la composición de la MON.

| TÉCNICAS | INCONVENIENTES |
|--|--|
| Extracción líquido-líquido | Puede alterar la naturaleza química del soluto, presenta dificultades para solutos inorgánicos de alta polaridad y hay riesgo de pérdida de compuestos volátiles. |
| Adsorción sobre carbón activado granular | Algunos compuestos como los polisacáridos y aminoácidos, no se adsorben sobre el carbón activado y otros compuestos son adsorbidos irreversiblemente, por lo que el análisis no es cuantitativo. |
| Adsorción sobre resinas sintéticas | Posible contaminación por incorporación de materia orgánica desde la resina, por lo que se requiere un proceso cuidadoso de limpieza de la resina. |

Fuente. Vidal (2003)

La última técnica posee ventajas sobre las otras, ya que presenta una eficacia cuantitativa, no usa disolventes orgánicos (extrae la MON directamente del agua), es un método simple y rápido para grandes volúmenes de agua, separa la MON de los compuestos inorgánicos del agua y permite fácil fraccionamiento de la MON en diversos grupos de compuestos debido al gran grupo de resinas desarrolladas y específicas para cada grupo (Vidal, 2003).

4.2.6.2 MON en agua potable. La MON es el precursor de los subproductos de la desinfección en el agua potable (SPD). Las características de la MON varían de un curso de agua a otro, esto implica que sus características químicas difícilmente pueden ser generalizadas. Dentro de los compuestos de la MON, los ácidos húmicos conforman el mayor peso molecular con relación a la concentración de los ácidos carboxílicos y carbonilos. Los ácidos fúlvicos tienen un peso molecular inferior y su concentración en carbonos aromáticos es menor; sin embargo, las concentraciones de carbonilo y ácidos carboxílicos en los ácidos fúlvicos son superiores a los de los húmicos. Los ácidos fúlvicos representan la fracción mayor de la MON (50%), mientras que los húmicos son el 5%. Los ácidos húmicos favorecen la formación de los SPD por su mayor concentración en carbono

aromático, pero como los ácidos fúlvicos están presentes en mayor cantidad en la MON, los SPD están formados principalmente por estos últimos.

Los indicadores de la presencia de MON más utilizados son: COT, es la medida del contenido total de carbono de los compuestos orgánicos (fijos, volátiles, naturales o sintéticos) presentes en el agua, y el COD que mide la cantidad de carbono orgánico disuelto en el agua (Aráuz & Castillo, 2008). Los parámetros COT y UV_{254} son complementarios entre sí, el COT informa sobre la cantidad de MON existente y disponible para la reacción y la UV_{254} señala más que todo su reactividad o tendencia a formar SPD, ya que es un indicador de los vínculos aromáticos contenidos en las sustancias húmicas. En los dos casos, su aumento tiende a favorecer la formación de SPD. En general, mientras mayores sean las concentraciones de COT y el valor de UV_{254} de un agua bruta, más importante será la reacción entre la MON y el desinfectante, lo que favorece la formación de una gran cantidad de subproductos de desinfección SPD (Rodríguez, Rodríguez, Serodes, & Sadiq, 2007).

Los SPD se forman por la reacción entre la materia orgánica natural presente en el agua y el cloro u otro desinfectante utilizado durante la etapa de desinfección. La clase y cantidad de subproductos formados depende de varios factores como son el tipo de desinfectante usado, concentración del desinfectante, la naturaleza de los precursores en el agua, tiempo de contacto, dosis y tipo de coagulante aplicados, pH, temperatura y concentración de bromuros. Los subproductos de desinfección relacionados con el cloro se pueden separar en cinco grupos: los trihalometanos, acetonitrilos halogenados, aldehídos halogenados, cetonas halogenadas y los fenoles clorados. Parte del procedimiento de desinfección involucra la remoción de precursores de Subproductos de Desinfección (SPD), especialmente Carbono Orgánico Total (COT), a través de coagulación, ablandamiento o filtración. Una alta concentración de COT (más de 2,0 mg l⁻¹) indica un alto potencial para la formación de SPD (Aráuz & Castillo, 2008). La

MON está afectada directamente por el tratamiento fisicoquímico aplicado al agua bruta en las plantas de tratamiento. El tratamiento permite la disminución de la MON, lo que reduce la formación de los SPD. Algunos procedimientos eficaces para este fin son la coagulación mejorada o sobrecoagulación, la filtración con carbón activado granular (CAG) y la filtración a través de membranas, sin embargo, estas técnicas por si solas no remueven toda la MON presente en el agua (Hach, 1997).

4.2.7 Metodología superficie de respuesta. Es una colección de técnicas matemáticas y estadísticas útiles en el modelado y el análisis de problemas en los que una respuesta de interés recibe la influencia de diversas variables y donde el objetivo es optimizar esta respuesta. Al mismo tiempo, mediante dicha técnica es posible explorar el área o la superficie de respuesta que se halla cerca del valor óptimo (o pésimo) (Montgomery, 2004).

De acuerdo con esta metodología, se trata de averiguar la forma como una determinada respuesta real (η) queda afectada por un conjunto de variables de entrada, también, reales ($\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_k$). Conviene destacar la diferencia existente entre las variables de respuesta real y las dependientes reales (ξ), que determinan la forma que toma la variable de respuesta real y las variables del diseño (x). En efecto, en la MSR se asume que estas últimas, que como es obvio han de ser manipuladas por el experimentador, son medidas sin error. En el supuesto de que exista error de medida, se considera que es mínimo y por tanto inapreciable. Partiendo de esta asunción, la metodología superficie de respuesta pretende averiguar, como se han indicado la forma de la función entre la variable de respuesta y un conjunto de variables independientes continuas. Expresada en términos matemáticos, esta idea puede ser representada mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 1. Función entre la variable de respuesta y variables independientes

$$\eta = f(\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_k)$$

La función f es conocida por superficie de respuesta, siendo su estimación el objetivo básico de la MSR. En resumen esta metodología tiene como objetivos (Gras, 1996):

- Averiguar cuál es la función real existente entre una respuesta determinada y un conjunto de variables independientes. Una vez conocida la función, se pueden predecir los valores que aún no han sido observados.
- En segundo lugar, se trata de conocer cuáles son los valores de las variables independientes que producen un máximo en una respuesta específica. En consecuencia, el experimentador se propone descubrir las condiciones óptimas con el propósito de obtener una cantidad máxima de respuesta.

4.2.7.1 Modelos de primer orden. Cuando no se tiene suficiente información acerca de la forma que presenta la superficie de respuesta, el primer intento de ajuste se hace, generalmente, aproximando a través de un modelo de primer orden. La forma general de un modelo de primer orden con k factores, X_1, X_2, \dots, X_k , es:

Ecuación 2. Forma general de un modelo de primer orden

$$\hat{\eta} = \hat{\eta}_0 + \sum_{i=1}^k \hat{\beta}_i X_i + \varepsilon$$

O equivalentemente, en forma matricial:

$$\hat{\eta} = \hat{\beta} X + \varepsilon$$

Donde la matriz X puede escribirse sucesivamente como $X = [1: D]$, con D la matriz X, es denominada matriz de diseño. Si la matriz X es de rango completo, entonces el estimador de β obtenido por el método de mínimos cuadrados es $b = (X^T X)^{-1} X^T Y$ (que es, de hecho, el mejor estimador lineal insesgado de β) y la matriz de varianzas-covarianzas de b viene dada por $\text{Var}(b) = (X^T X)^{-1} \sigma^2$. El modelo de primer orden ajustado es, entonces:

Ecuación 3. Modelo de primer orden ajustado

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \epsilon$$

Si el modelo está bien ajustado, la parte no aleatoria del modelo representa la respuesta real esperada y ϵ es el error experimental. Sin embargo, si el modelo no está ajustado a la función respuesta real, lo que ocurre cuando la relación entre la respuesta y los factores está demasiado simplificada, ϵ contiene, además del error experimental, una parte de error no aleatorio que se debe a la falta de ajuste.

4.2.7.2 Modelos segundo orden. Cuando existe curvatura en la superficie de respuesta, el modelo de primer orden no es una aproximación adecuada y es necesario utilizar un modelo que ajuste mejor. Se emplea entonces un modelo de segundo orden. La forma general de un modelo de segundo orden con k factores, X_1, X_2, \dots, X_k , es:

Ecuación 4. Modelo de segundo orden

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i=1}^{k-1} \sum_{j=i+1}^k \beta_{ij} X_i X_j + \epsilon$$

De manera análoga a como se hizo para los modelos de primer orden se obtiene que el modelo ajustado de segundo orden es:

Ecuación 5. Modelo de segundo orden ajustado

$$\hat{y} = \beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j x_j + \sum_{j=1}^k \beta_{jj} x_j^2 + \sum_{j=1}^{k-1} \sum_{l=j+1}^k \beta_{jl} x_j x_l + \varepsilon$$

4.2.7.3 Diseños de superficies de respuesta La elección de un diseño adecuado del experimento a realizar es fundamental para modelar y explorar la superficie de respuesta usada para ajustar un modelo polinómico al conjunto de datos recogidos en los puntos del diseño. Así pues, sería deseable que el diseño tuviera, de las características que se enumeran a continuación, y dado que algunas de ellas resultan conflictivas entre sí, las que más sirvan al interés del experimento (Fernandez & Piñeiro, 2012):

- Generar una distribución razonable de puntos y, por tanto, de información, en toda la región de interés, pero utilizando el menor número posible de puntos experimentales.
- Asegurar que, para cada punto x , el valor ajustado, $\hat{Y}(x)$, está tan cerca como sea posible del valor real, $Y(x)$.
- Permitir la detección de falta de ajuste en el modelo.
- Permitir la ejecución de los experimentos en bloques.
- Permitir la construcción secuencial de diseños de orden creciente. Proporcionar una estimación interna de la varianza del error.
- Asegurar simplicidad en los cálculos de las estimaciones de los parámetros del modelo.

Además de las propiedades mencionadas, sería muy conveniente que el diseño elegido fuera ortogonal y/o invariante por rotación: Un diseño ortogonal es aquel en el que los términos del modelo ajustado son incorrelados y, por tanto, también

las estimaciones de los parámetros lo son, en cuyo caso, la varianza de la respuesta esperada en cualquier punto de la región experimental se puede expresar como la suma ponderada de las varianzas de los parámetros estimados del modelo. Por otro lado, en un diseño invariante por rotación, la varianza de $\hat{Y}(x)$, que depende de la situación del punto x , es función únicamente de la distancia del punto al centro del diseño, lo que significa que es la misma en todos los puntos equidistantes del centro del diseño. Teniendo en cuenta que el objetivo de la MSR es la optimización de la respuesta y que se desconoce la localización del óptimo antes de ejecutar el experimento, esta propiedad resulta muy interesante, puesto que garantiza que el diseño proporciona estimaciones igualmente precisas en todas las direcciones (Fernandez & Piñeiro, 2012).

4.2.7.4 Diseños de primer orden. Si el modelo es una representación adecuada de la respuesta real esperada, entonces el diseño elegido para estimar los parámetros debe proporcionar valores razonables de la respuesta sobre la región de interés. Los diseños considerados con el propósito de recoger datos para ajustar un modelo de primer orden se conocen como diseños de primer orden. Un criterio razonable para la elección de un diseño de primer orden adecuado es la minimización de $\text{Var}(\hat{Y})$, lo que se logra minimizando la varianza de los estimadores de los parámetros β_i , $i = 1, \dots, k$. Hay una única clase de diseños que lo consiguen, los ortogonales, que en los modelos de primer orden son aquellos para los que se verifica que los elementos de fuera de la diagonal principal de la matriz $X'X$ son cero, lo que nos permite determinar de manera independiente los efectos de los k factores (medidos a través de los valores de b_i , $i = 1, \dots, k$). Además, se verifica que todo diseño ortogonal de primer orden es invariante por rotación. Por tanto, consideraremos únicamente aquellos diseños de primer orden que son ortogonales y, en particular, los diseños factoriales 2^k y las fracciones de diseños factoriales 2^k (Fernandez & Piñeiro, 2012).

- Diseños factoriales 2^k : En un diseño factorial 2^k , para cada factor se consideran dos niveles, que pueden codificarse en los valores +1 (para el más alto) y -1 (para el más bajo). Considerando todas las posibles combinaciones de los niveles de los k factores, se obtiene una matriz de diseño de 2^k filas, cada una de las cuales representa un tratamiento. Los diseños factoriales 2^k presentan el inconveniente que, salvo que se repitan algunas observaciones, no permiten la estimación del error experimental. Una técnica habitual para incluir repeticiones consiste en aumentar el diseño con algunas observaciones en el centro, pues esto no influye sobre las estimaciones de los parámetros y no altera la ortogonalidad del diseño, aunque como resultado, la estimación de β_0 es la media de todas las observaciones.

4.2.7.5 Diseños de segundo orden. Los diseños utilizados para recoger observaciones que permitan estimar los parámetros de los modelos de segundo orden se denominan diseños de segundo orden. Éstos deben tener, al menos, $(k + 1)(k + 2)/2$ puntos, que es precisamente el número de coeficientes del modelo que se necesita estimar y deben involucrar, como mínimo 3 factores, dado que el modelo contiene términos cuadráticos puros. Por otro lado, sería conveniente, por las razones que se han comentado, que fueran ortogonales y/o invariantes por rotación. Así pues, se van a considerar los diseños factoriales 3^k , que son ortogonales, pero no invariantes por rotación, y los diseños compuestos centrales, que verifican ambas propiedades (Fernandez & Piñeiro, 2012).

- Diseños factoriales 3^k : En los diseños factoriales 3^k cada uno de los k factores presenta 3 niveles, de manera que el número de observaciones experimentales es $N = 3^k$. Este número puede hacerse excesivamente grande, especialmente cuando se están estudiando muchos factores, de manera que en ocasiones conviene más considerar diseños fraccionales 3^{k-m} de los diseños factoriales 3^k , tal y como se hizo para los diseños

factoriales 2^k . Los diseños 3^k y sus fracciones presentan el inconveniente de que, aunque son ortogonales, no son invariantes por rotación, lo que hace que no sean muy buena elección como diseños de superficies de respuesta de segundo orden.

➤ Diseños compuestos centrales: Los diseños compuestos centrales se presentan como una alternativa a los diseños factoriales 3^k . Un diseño compuesto central consiste en:

1. Parte factorial: un diseño factorial 2^k , completo o fraccional, en el que los niveles están codificados en la forma habitual como ± 1 .
2. m (≥ 1) puntos centrales.
3. Parte axial: dos puntos axiales en los ejes correspondientes a cada uno de los factores, situados a una distancia α del centro del diseño. De manera que el número total de puntos del diseño es $N = 2^k + 2k + m$

En principio, los diseños compuestos centrales así definidos no tienen por qué ser ni ortogonales ni invariantes por rotación. Se convierten en invariantes por rotación mediante una elección adecuada del valor de α , que debe depender del número de puntos de la parte factorial del diseño para conseguirlo. Por otro lado, a través de una elección apropiada de m el diseño puede hacerse ortogonal o incluso de precisión uniforme (diseño que verifica que $\text{Var}(\hat{Y})$ en el origen es la misma que en un punto a una distancia unitaria del origen), que permite mayor protección que un diseño ortogonal contra el sesgo de los coeficientes de regresión producido por la presencia de términos de orden mayor que 2 en la superficie real. Se muestra a continuación una tabla con los valores que deben tomar α y m_0 , según el número de factores del modelo, para que el diseño correspondiente sea ortogonal o de precisión uniforme mostrado en la ilustración 5 (Fernandez & Piñeiro, 2012).

Ilustración 5. Valores que debe tomar α y n_0

| k | 2 | 3 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 8 |
|-------------------------------------|----------|----------|----------|----------|--------------------|----------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | | | | | $\frac{1}{2}$ rep. | | $\frac{1}{2}$ rep. | $\frac{1}{2}$ rep. | $\frac{1}{2}$ rep. |
| puntos factoriales | 4 | 8 | 16 | 32 | 16 | 64 | 32 | 64 | 128 |
| puntos axiales | 4 | 6 | 8 | 10 | 10 | 12 | 12 | 14 | 16 |
| DISEÑO ORTOGONAL | | | | | | | | | |
| n_0 | 8 | 9 | 12 | 17 | 10 | 24 | 15 | 22 | 33 |
| N | 16 | 23 | 36 | 59 | 36 | 100 | 59 | 100 | 177 |
| DISEÑO DE PRECISIÓN UNIFORME | | | | | | | | | |
| n_0 | 5 | 6 | 7 | 10 | 6 | 15 | 9 | 14 | 20 |
| N | 13 | 20 | 31 | 52 | 32 | 91 | 53 | 92 | 164 |
| α | 1.414 | 1.682 | 2 | 2.378 | 2 | 2.828 | 2.378 | 2.828 | 3.364 |

Fuente. Fernandez & Piñeiro 2012

Una propiedad muy interesante de los diseños centrales compuestos es que se pueden construir a partir de un diseño de primer orden (el 2^k) sin más que agregar los puntos axiales y quizá algunos puntos centrales. Por todas las propiedades que verifican, los diseños compuestos centrales son posiblemente los más utilizados para ajustar superficies de respuesta de segundo orden (Fernandez & Piñeiro, 2012).

5. METODOLOGÍA

Para lograr la optimización del proceso de coagulación- floculación a través de la MSR, se desarrollaron las siguientes etapas:

5.1 DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE

Se analizó la efectividad de los coagulantes utilizados en la PTAP de Floridablanca: PAC y SA, en la remoción de turbiedad baja (30,7 UNT), media (136 UNT) y alta (968 UNT), por medio de pruebas de jarras para encontrar las dosis óptimas en que los coagulantes actúan con la mayor efectividad. Las muestras que se utilizaron para realizar estas pruebas fueron tomadas directamente por los operarios de la PTAP de Floridablanca aguas arriba de la canaleta Parshall (Ver ilustración 6).

Ilustración 6. Toma de muestra



Fuente. Autoras

Posteriormente estas se transportaron al laboratorio de agua potable de la Universidad Pontificia Bolivariana (UPB), en donde se realizó la medición de las condiciones iniciales del agua cruda tales como: Turbiedad, pH, color, alcalinidad y temperatura, de acuerdo a los métodos estándar presentados en la tabla 5.

Tabla 5. Parámetros y equipos de medición

| Parámetro | Método | Equipo |
|-------------------------|-------------------------------------|---|
| Turbiedad | Método nefelométrico D1889 | Turbidímetro portátil marca HACH 2100Q (UNT) |
| pH | Método potenciométrico 4500-CI-D | Multiparámetro marca HACH HQ 40d (unidades) |
| COD | Método combustión SM5310B | *Analizador de COT marca Shimadzu, modelo TOC-VCPH/CPN. |
| Color | Método colorimétrico 4500-CN-E | Espectrofotómetro HACH dr 2800 |
| Alcalinidad | Método Titulométrico 2320 B | ----- |
| Equipo de jarras | ----- | Phipps & Bird 341 R1 |

Fuente. APHA (2005)

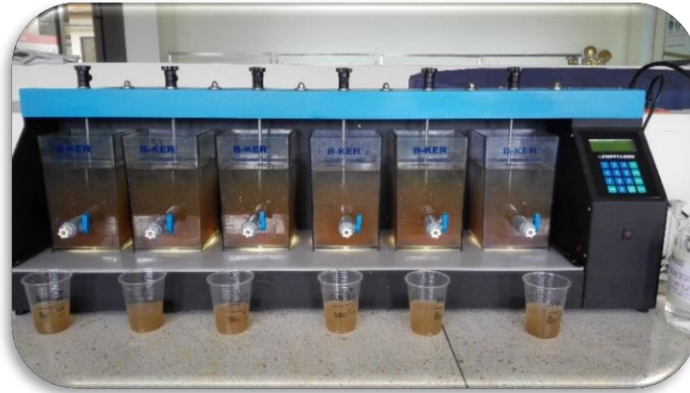
**Equipo de laboratorio de calidad de agua del acueducto metropolitano de Bucaramanga.*

Las pruebas de jarras para hallar las dosis óptimas de cada coagulante, se efectuaron adicionando a cada una 2 L de la muestra como se observa en la ilustración 8, bajo las siguientes condiciones:

- PAC: Dosis de 1, 5, 9,11 mg/L
- Sulfato de aluminio: Dosis de 3, 7, 11,13 mg/L
- pH natural
- Mezcla rápida: 300 RPM / 1 minuto
- Mezcla lenta: 30 RPM / 20 minutos
- Sedimentación: 15 minutos

Finalizado el proceso de sedimentación, se tomaron los datos de turbiedad residual para calcular los porcentajes de remoción, además se realizaron mediciones de COD residual para turbiedad media.

Ilustración 7. Montaje de prueba de jarras



Fuente. Autoras

5.2 MONTAJE DEL MODELO DE SUPERFICIE DE RESPUESTA

La relación entre las respuestas y las variables independientes en el proceso de coagulación-floculación pueden no estar bien modeladas por una función lineal o un modelo de primer orden. Entonces requieren un modelo que incorpora generalmente una curva para aproximar la respuesta óptima en la región más cercana y en la mayoría de los casos, un modelo de segundo orden (Trinh & Kang, 2011). Por tal motivo se trabajó con un modelo de segundo orden y para el montaje de este, se utilizaron variables independientes como el pH y la dosis del coagulante, esperando obtener como respuesta valores de remoción de turbiedad y MON. La técnica de superficie de respuesta que se empleó fue un diseño central compuesto, este es uno de los diseños más usados por su gran flexibilidad, se escogió porque utiliza un diseño factorial a dos niveles, n_0 puntos centrales y 2^k puntos axiales, que sirven para examinar la presencia de curvatura, dar información acerca de los efectos cuadráticos y estimar la magnitud del error experimental (Siqueiros, 2004).

5.2.1 Diseño central compuesto (DCC). Para el DCC se necesita la relación entre valores codificados y reales del factor. En la tabla 6 se muestra esta relación

y las fórmulas para calcular la variedad de factores que se expresan como X_{\min} y X_{\max} con sus relativos valores experimentales representados por $(-\alpha, -1, 0, 1, \alpha)$, donde el valor de α es igual a 1,414 (Trinh & Kang, 2011).

Tabla 6. Relación entre los valores codificados y reales.

| (X_i) codificada | Valor actual de factor (X_i) |
|--------------------|---|
| $-\alpha$ | X_{\min} |
| -1 | $\frac{(X_{\min} - 1)X_{\max} + (X_{\max} + 1)X_{\min}}{2}$ |
| 0 | $\frac{X_{\max} + X_{\min}}{2}$ |
| $+1$ | $\frac{(X_{\min} - 1)X_{\max} + (X_{\max} + 1)X_{\min}}{2}$ |
| $+\alpha$ | X_{\max} |

Fuente. Trinh & Kang (2011)

Para cada coagulante se tuvo en cuenta el rango de dosis y pH óptimos obtenidos en el estudio realizado por Perez (2015), los cuales son mostrados en la tabla 7.

Tabla 7. Dosis y pH óptimos de los coagulantes

| | DOSIS ÓPTIMA (mg/L) | | pH ÓPTIMO | |
|---------------------|---------------------|--------|-----------|--------|
| | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo |
| PAC | 1 | 10 | 5,5 | 9,5 |
| Sulfato de aluminio | 4 | 12 | 5 | 9 |

Fuente. Perez (2015)

Los datos de la tabla anterior se usaron para definir los valores de X_{\min} y X_{\max} , Consecutivamente se hallaron los valores bajos, centros y altos de los factores codificados, obteniendo los resultados reportados en la Tabla 8.

Por consiguiente, se tuvieron en cuenta dos parámetros: la distancia α de las corridas axiales al centro del diseño y el número de puntos centrales, de modo que se escogieron 4 puntos de cubo, 4 axiales y 4 repeticiones en el punto central y

mediante la combinación de los factores se realizaron 12 experimentos que correspondían al total de jarras para cada coagulante, los cuales son mostrados en la tabla 8.

Tabla 8. Resultados de los puntos bajos, centros y altos.

| | Símbolo | Más bajo -α (-1,414) | Bajo -1 | Centro 0 | Alto +1 | Mas alto +α (1,414) |
|----------------|----------------|---|--------------------|---------------------|--------------------|--|
| PAC | | | | | | |
| Dosis | X ₁ | 1 | 2,3 | 5,5 | 8,7 | 10 |
| pH | X ₂ | 5,5 | 6,1 | 7,5 | 8,9 | 9,5 |
| SULFATO | | | | | | |
| Dosis | X ₁ | 4 | 5,2 | 8 | 10,8 | 12 |
| pH | X ₂ | 5 | 5,6 | 7 | 8,4 | 9 |

Fuente. Autoras

Tabla 9. Combinación de factores para el diseño compuesto central (CCD)

| No Pruebas | CCD PAC | | CCD Sulfato de Aluminio | |
|-------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|----------------------|
| | Dosis de PAC (X ₁) | pH (X ₂) | Dosis de PAC (X ₁) | pH (X ₂) |
| 1 | -1 | -1 | -1 | -1 |
| 2 | 1 | -1 | 1 | -1 |
| 3 | -1 | 1 | -1 | 1 |
| 4 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 5 | -1,414 | 0 | -1,414 | 0 |
| 6 | 1,414 | 0 | 1,414 | 0 |
| 7 | 0 | -1,414 | 0 | -1,414 |
| 8 | 0 | 1,414 | 0 | 1,414 |
| 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 11 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 12 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Fuente. Autoras

Teniendo en cuenta estas combinaciones y los valores reportados en la tabla 8, se seleccionaron los datos correspondientes al rango de pH y dosis proporcionados a cada una de las jarras. Para calcular el volumen correspondiente a la dosis de los

coagulantes, se tuvo en cuenta el porcentaje de alúmina de cada uno, los cuales son 19% para PAC y 7,3% para SA. En las ilustraciones 8 y 9 se evidencian estos valores.

Después se elaboraron las pruebas de jarras, adicionando a cada una 2 L de la muestra bajo las siguientes condiciones:

- Mezcla rápida: 300 RPM / 1 minuto
- Mezcla lenta: 30 RPM / 20 minutos
- Sedimentación: 15 minutos

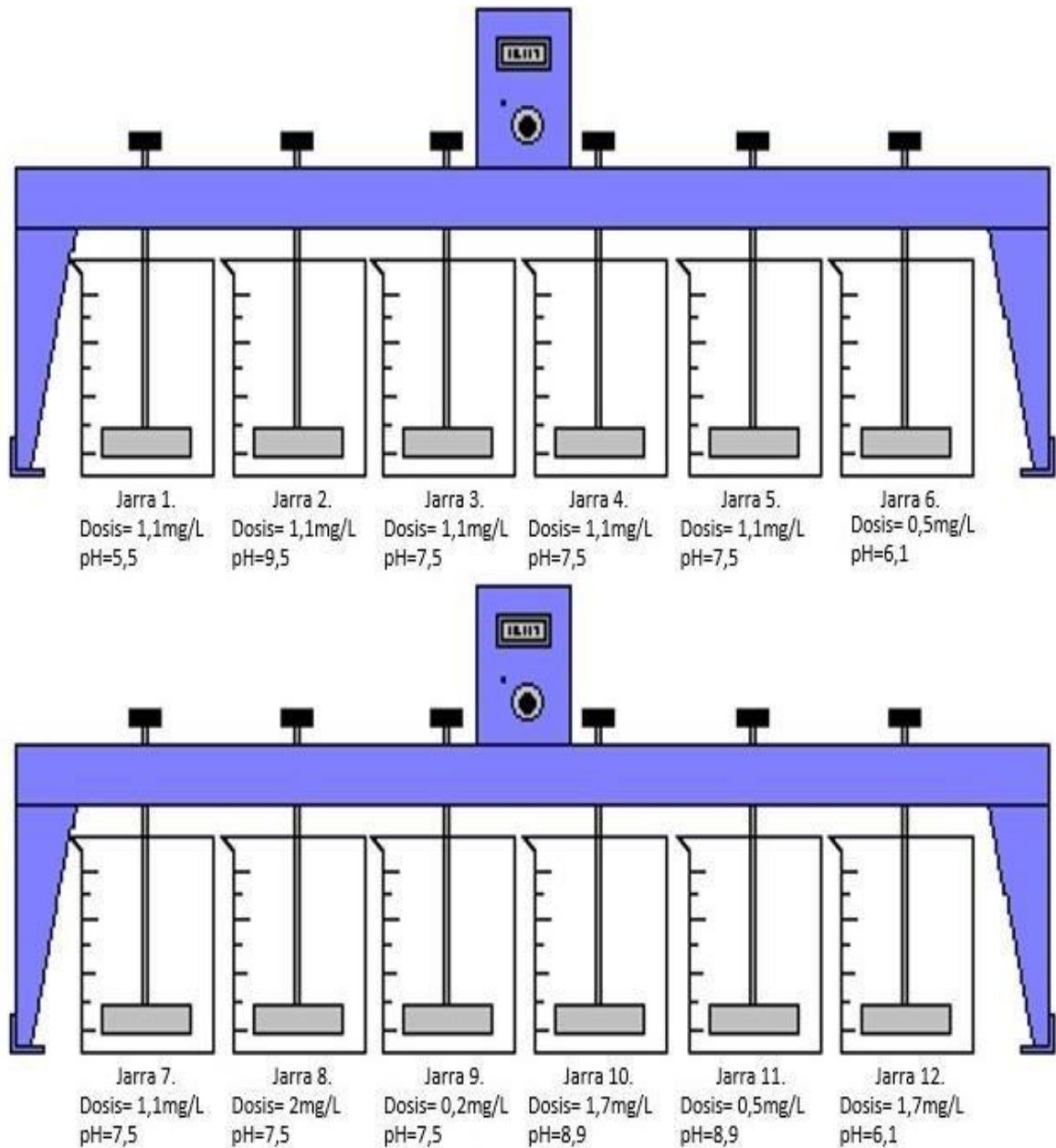
El pH de las muestras se ajustó agregándole ácido clorhídrico al 0,1 N para acidificar el agua, e hidróxido de sodio al 0,02 N para alcalinizarla, con el objetivo de obtener los valores de pH requeridos para cada experimento mostrado en la ilustración 8 y 9. Una vez ajustado el pH, se aplicó el coagulante en la mezcla rápida, culminado el proceso de jarras con la medición de turbiedad residual a cada una de las muestras tomadas después de la sedimentación, calculándose finalmente los porcentajes de remoción.

Adicionalmente, se efectuaron mediciones de MON en términos de COD. Las muestras para COD fueron filtradas, preservadas con ácido sulfúrico, envasadas en botellas de color ámbar y trasladadas al Laboratorio de Control de Calidad de Agua de la PTAP La Flora, donde se realizó su medición. Para medir el COD se utilizó un analizador de COT marca Shimadzu, modelo TOC-VCPH/CPN.

Posteriormente, para el desarrollo del DCC se utilizó el software Statgraphics, este tomó como base los valores respectivos para la combinación de factores, los porcentajes de remoción de turbiedad y COD obtenidos a partir de las mediciones y las pruebas de jarras (Ver anexo 3). Por medio de este se obtuvieron resultados estadísticos, gráficas de las superficies en 3D y gráficos de contorno en 2D de los modelos de respuesta, que permitieron encontrar los puntos máximos de dosis y

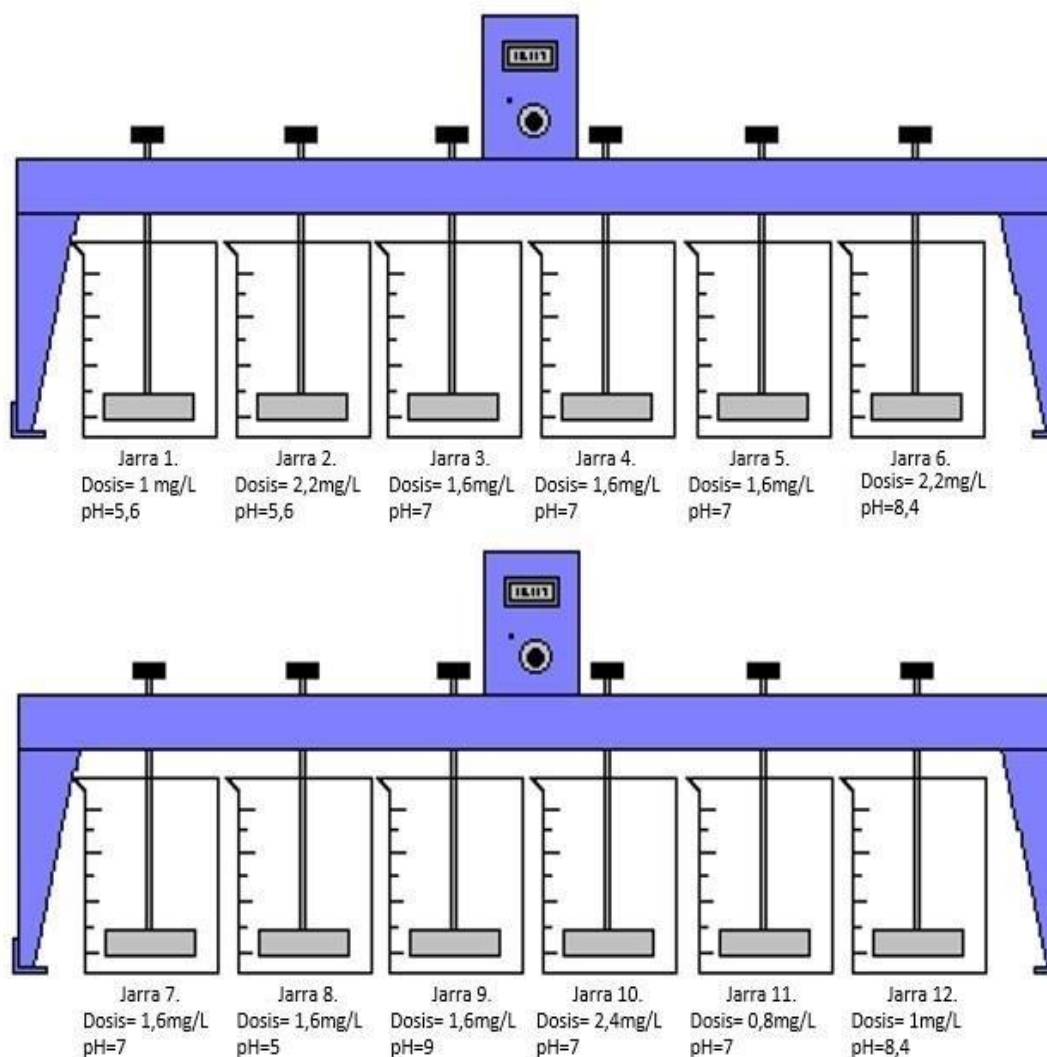
pH con los cuales se presentan las mayores remociones de turbiedad y a su vez seleccionar el coagulante más eficaz para el proceso de coagulación-floculación.

Ilustración 8. Dosis de PAC y pH evaluados



Fuente. Autoras

Ilustración 9. Dosis de SA y pH evaluados



Fuente. Autoras

5.2.2 Interpretación del modelo de superficie de respuesta. Para evaluar que tan significativo fue el modelo, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), esta prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental (Jimenez, 2015). Los análisis se realizaron para los coagulantes PAC, SA y COD valorando la influencia de estos en la remoción de la turbiedad (Baja-media y alta).

Los modelos se encuentran para ser significativos al 95% de nivel de confianza y un 5% de significancia según la prueba F (Fisher), esta es una hipótesis estadística donde se tiene en cuenta una hipótesis nula (H_0) y una hipótesis alterna (H_1). La probabilidad p-valor de una prueba puede interpretarse como un índice de credibilidad de la hipótesis nula en el sentido que mientras menor sea p-valor, mayor es la creencia en la falsedad de H_0 . En los reportes estadísticos son usuales las expresiones siguientes (Díaz, 2009):

- Si $p\text{-valor} > 0.05$, no se rechaza la hipótesis nula y se dice que la prueba es no significativa.
- Si $p\text{-valor} < 0.05$, se rechaza la hipótesis nula y se dice que la prueba es significativa.

Las hipótesis planteadas para nuestro diseño fueron las siguientes:

$H_0 \rightarrow$ el factor no influye en la remoción de turbiedad, esta equivale al 95%

$H_i \rightarrow$ el factor influye en la remoción de turbiedad, equivale al 5%

Teniendo en cuenta que los factores son los siguientes: A: Dosis de coagulante; B: pH; y la combinación de estos AA, AB, BB. El p-valor se utiliza como una herramienta para comprobar la importancia de cada factor y la interacción entre los factores. Si los valores obtenidos en la variable suma de cuadrados son muy distantes entre ellos, indica que son independientes, pero si son similares son dependientes.

Conociendo los valores correspondientes a los factores (variable independiente) y los de la respuesta (variable dependiente = Remoción de turbiedad y COD), se procedió a efectuar el modelo de superficie de respuesta, consistente en la obtención de ecuaciones matemáticas que relacionan las respuestas con los factores. Con los valores correspondientes a la respuesta obtenida, se verificaron

los supuestos, es decir, la respuesta obtenida debe seguir el comportamiento de una distribución normal con varianza constante.

La prueba de falta de ajuste está diseñada para determinar si el modelo seleccionado es adecuado para describir los datos observados o si se debería usar un modelo más complicado. La prueba se realizó comparando la variabilidad de los residuos del modelo actual con la variabilidad entre observaciones obtenidas en condiciones repetidas de los factores (Jimenez, 2015).

5.2.3 Comparación entre los resultados de la MSR y diagramas de coagulación. Los resultados de dosis, pH óptimos y porcentajes de remoción de turbiedad obtenidos por la MSR, fueron comparados con los datos hallados por Perez (2015), quien utilizó diagramas de coagulación para obtener las condiciones óptimas. En el anexo 1 y 2, se encuentra la caracterización de las muestras de agua cruda y los diagramas de coagulación de remoción para las turbiedades bajas, medias y altas utilizando el coagulante sulfato de aluminio y PAC, obtenidos por Pérez (2015).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 DOSIS ÓPTIMAS DE COAGULANTES

Las dosis óptimas halladas tanto en la prueba de jarras como en la MSR están concentradas al 1% en base al contenido de alúmina (principio activo) de los coagulantes utilizados, Por otra parte la concentración de los coagulantes en la planta es diferente (100%), por lo cual las dosis se ajustaron a esta nueva concentración.

En la Tabla 10 se reportan los valores de las condiciones iniciales del agua cruda tales como pH, color, turbiedad, alcalinidad y temperatura. Además, se realizaron pruebas de jarras para determinar la dosis óptima de los coagulantes utilizados: PAC y sulfato de aluminio (SA) sin ajuste de pH, los resultados se representan en la Tabla 11.

Tabla 10. Características de las muestras de agua cruda

| Características de agua cruda | | | | | |
|-------------------------------|------|-------------|-----------------|---------------------------------------|------------------|
| Muestra | pH | Color (UPC) | Turbiedad (UNT) | Alcalinidad (mg/L CaCO ₃) | Temperatura (°C) |
| 1 | 7,22 | 60 | 30,7 | 32,5 | 24 |
| 2 | 7,5 | 295 | 136 | 30 | 24,3 |
| 3 | 6,93 | 2976 | 968 | 25 | 23,4 |

Fuente. Autoras

Tabla 11. Dosis óptima del coagulante

| Sulfato de Aluminio (SA) | | | | | | |
|-------------------------------|-------------------|------------------------|---------------|-------------------------|-----------------------|-----------|
| Muestra | Dosis óptima mg/L | Dosis óptima mg/L PTAP | pH final (un) | Turbiedad inicial (UNT) | Turbiedad final (UNT) | %Remoción |
| 1 | 11 | 149,6 | 7 | 30,7 | 1,27 | 95,863 |
| 2 | 5 | 68 | 6,97 | 136 | 2,36 | 98,264 |
| 3 | 9 | 122,4 | 5,26 | 968 | 6,64 | 99,314 |
| Policloruro de Aluminio (PAC) | | | | | | |
| 1 | 11 | 57,86 | 7,28 | 30,7 | 7,28 | 96,579 |
| 2 | 3 | 15,78 | 6,94 | 136 | 4,63 | 96,595 |
| 3 | 7 | 36,82 | 6,74 | 968 | 5,07 | 98,564 |

Fuente. Autoras

A través de los resultados obtenidos de los porcentajes de remoción de turbiedad, es posible observar que para una turbiedad alta (968 UNT), el coagulante que mejor actúa es el sulfato de aluminio con dosis de 9 mg/L (122 mg/L PTAP) removiendo un 99,314%, en turbiedad media (136 UNT), el coagulante que genera una mayor remoción (98.264%), es el sulfato a una dosis de 5 mg/L (68 mg/L PTAP) y en turbiedad baja (30,7 UNT), el PAC removió un 96,579%, a una dosis de 11 mg/L (149,6), además este coagulante necesita una mayor dosificación.

A partir de estos datos, se observa que para turbiedades bajas usando SA, el pH cambia de básico a neutro después del proceso de coagulación-floculación y para PAC, el pH se mantiene básico, mientras que en los resultados de los diagramas de coagulación (ver Anexo 2), el pH con PAC es neutro y para SA es ácido. En turbiedad media tanto para SA y PAC los pH se vuelven ácidos, mientras que en los diagramas de coagulación usando PAC como coagulante el pH es básico y para SA es ácido. El comportamiento del pH con turbiedad alta en los dos ensayos utilizando sulfato resultan ácidos.

El reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico RAS-2000 título C (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000), establece que se debe mantener un pH bajo después de la coagulación-floculación para aumentar la eficiencia en el proceso de desinfección, para esto, es aconsejable un pH entre 6 - 7 unidades, puesto que este rango permite controlar sus efectos en el comportamiento de otros constituyentes del agua. Al agregar sulfato de aluminio al agua se hidroliza, provocando una disminución del pH (Castrillón & Giraldo, 2012), debido a esto se observó la reducción en las unidades de pH cuando se utiliza este coagulante.

De acuerdo con esto, la mayoría de los resultados analizados se mantiene dentro del rango sugerido por el RAS-2000 título C, que es tomado como guía para la

eficiencia del proceso, a excepción del SA con pH final de 5,26 unidades y del PAC con pH final de 7,28 unidades.

6.2 METODOLOGÍA SUPERFICIE DE RESPUESTA

6.2.1 Análisis de remoción de turbiedad

6.2.1.1 ANOVA para PAC. Las siguientes tablas representan los valores de las estimaciones encontradas para las turbiedades evaluadas.

Tabla 12. ANOVA para PAC - Turbiedad baja (30,7 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|---|-------------------|----|----------------|----------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 26,1449 | 1 | 26,1449 | 246,42 | 0,0040 |
| B:pH | 2371,18 | 1 | 2371,18 | 22348,53 | 0,0000 |
| AA | 163,01 | 1 | 163,01 | 1536,38 | 0,0007 |
| AB | 175,757 | 1 | 175,757 | 1656,52 | 0,0006 |
| BB | 562,012 | 1 | 562,012 | 5297 | 0,0002 |
| Bloques | 243,353 | 1 | 243,353 | 2293,62 | 0,0004 |
| Falta de ajuste | 205,683 | 3 | 68,561 | 646,19 | 0,0015 |
| Error puro | 0,2122 | 2 | 0,1061 | | |
| Total (Corr) | 3651,44 | 11 | | | |
| R-cuadrado=94,3613 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 89,6623% | | | | | |
| Error estándar de est.= 0,32573 | | | | | |
| Error absoluto de la media= 3,76222 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= 0,490465 | | | | | |

Fuente. Autoras

Teniendo en cuenta los resultados de p-valor y las hipótesis planteadas, de este modelo se puede inferir que es significativo, ya que todos los p-valor son menores que 0,05, por lo cual se acepta la hipótesis alterna (H_1). Los resultados de p-valor para los efectos simples (Dosis y pH) y los efectos cuadráticos (pH^2 , $dosis^2$, $dosis \cdot pH$) influyen significativamente en la remoción de turbiedad. De igual modo se analizó que el pH es la variable que más afecta la remoción, ya que el valor reportado en la suma de cuadrados es el más distante de todos. El estadístico R^2

y R^2 ajustado revelan porcentajes de 94,3613% y 89,6623% respectivamente, los cuales determinan que el modelo es adecuado. El error estándar de estimación muestra que la desviación estándar de los residuos es 0,32573. El error absoluto de la media es de 3,76222 y es el valor promedio de los residuos.

En la tabla 13 se presentan los coeficientes de regresión, por medio de los cuales se construyó la ecuación del modelo ajustado de remoción de turbiedad bajo las condiciones dichas anteriormente.

Tabla 13. Coeficientes de regresión para PAC (30,7 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= 307,385 |
| A:PAC= -17,0834 |
| B:pH= -67,5568 |
| AA= 0,492852 |
| AB= 1,47961 |
| BB=4,78108 |

Fuente. Autoras

Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 6. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 30,7 UNT

$$RT = 307,385 - 17,0834 * PAC - 67,5568 * pH + 0,492852 * PAC^2 + 1,4761 * PAC * pH + 4,78108 * pH^2$$

En la tabla 14 se evidencian los resultados del análisis de varianza para la turbiedad de 136 UNT.

Tabla 14. ANOVA para PAC - Turbiedad media (136 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|----------------------|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 1123,56 | 1 | 1123,56 | 11,67 | 0,0761 |
| B:pH | 5907,53 | 1 | 5907,53 | 61,35 | 0,0159 |
| AA | 1201,84 | 1 | 1201,84 | 12,48 | 0,0716 |
| AB | 16,4442 | 1 | 16,4442 | 0,17 | 0,7195 |
| BB | 1556,9 | 1 | 1556,9 | 16,17 | 0,0566 |

| | | | | | |
|---|----------|----|-------------|------|--------|
| Bloques | 0,430262 | 1 | 0,430262 | 0,00 | 0,9528 |
| Falta de ajuste | 1161,95 | 3 | 387,3166667 | 4,02 | 0,2055 |
| Error puro | 192,596 | 2 | 96,298 | | |
| Total (Corr) | 10706,2 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 87,3481 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 76,8048% | | | | | |
| Error estándar de est.= 9,81315 | | | | | |
| Error absoluto de la media= 9,34485 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= -0,628895 | | | | | |

Fuente. Autoras

El efecto simple (Dosis) y el efecto cuadrático ($Dosis^2$, pH^2 , $Dosis \cdot pH$), presentaron p-valor mayores a 0,05, por tanto, no son significativas y no influirían en la remoción de la turbiedad. Por otra parte, sólo el efecto simple pH resulta ser significativo, el cual lo convierte en el único factor del modelo que influye en la remoción. La falta de ajuste está indicando que el modelo es adecuado. El R^2 con un 87,3481% y R^2 ajustado con 76,8048% muestra que el modelo no sufre de falta de ajuste. El error estándar muestra que la desviación estándar de los residuos es 9,81315 y el error absoluto de la media es de 9,34485, este es el valor promedio de los residuos.

En la tabla 15 se presentan los coeficientes de regresión para el modelo ajustado.

Tabla 15. Coeficientes de regresión para PAC (136 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= 416,652 |
| A:PAC= -21,8184 |
| B:Ph= -102,443 |
| AA= 1,33823 |
| AB= 0,452583 |
| BB= 7,95763 |

Fuente. Autoras

Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 7. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT

$$RT = 416,652 - 21,8184 * PAC - 102,443 * pH + 1,33823 * PAC^2 + 0,452583 * PAC * pH + 7,95763 * pH^2$$

En la siguiente tabla, se mostrará los resultados obtenidos con turbiedad alta de 968 UNT.

Tabla 16. ANOVA para PAC - Turbiedad alta (968 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|---|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 727,135 | 1 | 727,135 | 3360,92 | 0,0003 |
| B:pH | 30,722 | 1 | 30,722 | 1422,33 | 0,0007 |
| AA | 249,33 | 1 | 249,33 | 1152,44 | 0,0009 |
| AB | 31,4086 | 1 | 31,4086 | 145,18 | 0,0068 |
| BB | 209,013 | 1 | 209,013 | 966,09 | 0,0010 |
| Bloques | 6,73132 | 1 | 6,73132 | 31,11 | 0,0307 |
| Falta de ajuste | 59,7794 | 3 | 19,92646667 | 92,1 | 0,0108 |
| Error puro | 0,4327 | 2 | 0,21635 | | |
| Total (Corr) | 1515,53 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 96,027 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 92,7161% | | | | | |
| Error estándar de est.= 0,465134 | | | | | |
| Error absoluto de la media= 1,73219 | | | | | |
| utocorrelación residual lag 1= 0,155883 | | | | | |

Fuente. Autoras

El modelo es significativo, todos los p-valor son menores de 0,05, comprobándose la hipótesis alterna (H_1). Se determinó que la dosis de PAC es la variable que más afecta la remoción, debido al valor reportado en la suma de cuadrados. El R^2 con un 96,027 % y R^2 ajustado con 92,7161% muestra que el modelo no sufre de falta de ajuste.

En la tabla 17 se presentan los coeficientes de regresión para el modelo ajustado.

Tabla 17. Coeficientes de regresión para PAC (968 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= -41,2749 |
| A:PAC= 4,993 |
| B:Ph= 35,8651 |
| AA= -0,609531 |
| AB= 0,625484 |
| BB= -2,91569 |

Fuente. Autoras

Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 8. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 968 UNT

$$RT = -41,2749 + 4,993 * PAC + 35,8651 * pH - 0,609531 * PAC^2 + 0,625484 * PAC * pH - 2,91569 * pH^2$$

6.2.1.2 ANOVA para SA. Una vez analizados los resultados de los factores influyentes en la remoción de turbiedad con el uso del coagulante PAC, se realiza el mismo proceso de análisis con Sulfato de Aluminio. En las siguientes tablas se reportan los datos del análisis de varianza.

Los resultados de p-valor para los efectos simples de los factores independientes (Dosis y pH) no son significativos, es decir que no influyen en la remoción de turbiedad, mientras que los resultados de p-valor para los efectos cuadráticos (Dosis², pH², dosis*pH) son significativos. Por otra parte, se determinó que el pH² es la variable que más afecta la remoción, ya que la suma de cuadrados es el mayor de todos. El estadístico R² de 96,7934% y R² ajustado de 94,1211%, indica que el modelo está bien ajustado. Esto se puede concluir en base a los resultados arrojados en la tabla 18.

Tabla 18. ANOVA para SA - Turbiedad baja (30,7 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|----------------------|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 191,694 | 1 | 191,694 | 9,97 | 0,0874 |

| | | | | | |
|---|---------|----|-------------|--------|--------|
| B:Ph | 37,834 | 1 | 37,834 | 1,97 | 0,2958 |
| AA | 557,139 | 1 | 557,139 | 28,97 | 0,0328 |
| AB | 2408,03 | 1 | 2408,03 | 125,22 | 0,0079 |
| BB | 3412,87 | 1 | 3412,87 | 177,47 | 0,0056 |
| Bloques | 141,936 | 1 | 141,936 | 7,38 | 0,1130 |
| Falta de ajuste | 171,587 | 3 | 57,19566667 | 2,97 | 0,2617 |
| Error puro | 38,4619 | 2 | 19,23095 | | |
| Total (Corr) | 6550,41 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 96,7934 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 94,1211% | | | | | |
| Error estándar de est.= 4,38531 | | | | | |
| Error absoluto de la media= 3,58074 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= -0,273895 | | | | | |

Fuente. Autoras

En la tabla 19 se presentan los coeficientes de regresión para el modelo ajustado con turbiedad baja de 30,7 UNT.

Tabla 19. Coeficientes de regresión para SA (30,7 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= 342,965 |
| A:PAC= 23,0245 |
| B:Ph= -113,319 |
| AA= 1,19008 |
| AB= -6,25914 |
| BB=11,7818 |

Fuente Autoras

De acuerdo con la tabla anterior, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 9. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 30,7 UNT

$$RT = 342,965 + 23,0245 * \text{Sulfato} - 113,319 * \text{pH} + 1,19008 * \text{Sulfato}^2 - 6,25914 * \text{Sulfato} * \text{pH} + 11,7818 * \text{pH}^2$$

En la tabla 20, se muestran los resultados del análisis de varianza para una turbiedad media de 136 UNT.

Tabla 20. ANOVA para SA – Turbiedad media (136 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|---|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 540,234 | 1 | 540,234 | 149,98 | 0,0066 |
| B:Ph | 18,3692 | 1 | 18,3692 | 5,1 | 0,1525 |
| AA | 2393,62 | 1 | 2393,62 | 664,5 | 0,0015 |
| AB | 0,831315 | 1 | 0,831315 | 0,23 | 0,6784 |
| BB | 5060,18 | 1 | 5060,18 | 1404,78 | 0,0007 |
| Bloques | 67,5488 | 1 | 67,5488 | 18,75 | 0,0494 |
| Falta de ajuste | 584,29 | 3 | 194,7633333 | 54,07 | 0,0182 |
| Error puro | 7,20426 | 2 | 3,60213 | | |
| Total (Corr) | 7532,75 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 92,1477 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 85,6041% | | | | | |
| Error estándar de est.=1,89793 | | | | | |
| Error absoluto de la media=6,09815 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1=-0,465379 | | | | | |

Fuente. Autoras

En el análisis de varianza de éste modelo, no se rechaza la hipótesis nula para el efecto simple de pH y para el efecto cuadrado (dosis*pH), puesto que demuestra ser una prueba no significativa por tener un $p > 0,05$, mostrando que estos datos no afectan la remoción de turbiedad, mientras que los demás factores con $p < 0,05$ si son significativos en la prueba influyendo en esta remoción. Por otra parte, se determinó que el efecto cuadrático pH^2 es la variable que más afecta la remoción, siendo el mayor valor reportado por la suma de cuadrados.

El estadístico R^2 muestra que el modelo así ajustado explica 92,1477% de la variabilidad en Y (remoción de turbiedad) y el estadístico R^2 ajustado de 85,6041%, comprueba que el modelo no falla en el ajuste.

En la siguiente tabla, se representa los coeficientes de regresión para el modelo ajustado con turbiedad alta de 136 UNT.

Tabla 21. Coeficientes de regresión para SA (136 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante=911,014 |

| |
|----------------|
| A:PAC=-41,5884 |
| B:Ph=-198,834 |
| AA=2,46673 |
| AB=.0,116297 |
| BB=14,3462 |

Fuente. Autoras

Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 10. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT

$$RT = 911,014 - 41,5884 * \text{Sulfato} - 198,834 * \text{pH} + 2,46673 * \text{Sulfato}^2 - 0,116297 * \text{Sulfato} * \text{pH} + 14,3462 * \text{pH}^2$$

En la Tabla 22, se evidencian los resultados del análisis de varianza para una turbiedad alta de 968 UNT.

Tabla 22. ANOVA para SA – Turbiedad alta (968 UNT)

| Análisis de varianza | | | | | |
|--|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:SA | 4,15739 | 1 | 4,15739 | 586,48 | 0,0017 |
| B:pH | 5,69876 | 1 | 5,69876 | 803,93 | 0,0012 |
| AA | 4,02727 | 1 | 4,02727 | 568,13 | 0,0018 |
| AB | 0,000428784 | 1 | 0,000428784 | 0,06 | 0,8290 |
| BB | 0,970118 | 1 | 0,970118 | 136,85 | 0,0072 |
| Bloques | 1,11134 | 1 | 1,11134 | 156,78 | 0,0063 |
| Falta de ajuste | 6,30404 | 3 | 2,101346667 | 296,44 | 0,0034 |
| Error puro | 0,0141773 | 2 | 0,00708865 | | |
| Total (Corr) | 21,6682 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 70,841 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 46,5419% | | | | | |
| Error estándar de est.= 0,0841942 | | | | | |
| Error absoluto de la media= 0,613813 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= -0,0427804 | | | | | |

Fuente. Autoras

Los datos obtenidos para este modelo, muestra que gran parte de los factores tienen un $p < 0,05$, señalando que la prueba es significativa, influyendo en la remoción de turbiedad, a excepción del efecto cuadrático (Dosis*pH) con $p > 0,05$

cuya prueba no es significativa. El estadístico R^2 indica que el modelo explica 70,841 % de la variabilidad en Y (remoción de turbiedad) y el estadístico R^2 ajustado de 46,5419%, determinando que el modelo falla en el ajuste.

En la siguiente tabla 23, se representa los coeficientes de regresión para el modelo ajustado con turbiedad alta de 968 UNT.

Tabla 23. Coeficientes de regresión para SA (968 UNT)

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= 76,5492 |
| A:PAC= 1,85791 |
| B:Ph= 3,36273 |
| AA= -0,101181 |
| AB= 0,00263535 |
| BB= -0,19864 |

Fuente. Autoras

De acuerdo con la tabla anterior, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 11. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 968 UNT

$$RT = 76,5492 + 1,85791 * \text{Sulfato} + 3,36273 * \text{pH} - 0,101181 * \text{Sulfato}^2 + 0,00263535 * \text{Sulfato} * \text{pH} - 0,19864 * \text{pH}^2$$

6.2.2 Análisis de remoción de COD

En la Tabla 24, se muestran los resultados obtenidos con turbiedad media 136 UNT para la remoción de COD.

Tabla 24. ANOVA para PAC - Turbiedad media (136 UNT)- COD

| Análisis de varianza | | | | | |
|----------------------|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:PAC | 2,44204 | 1 | 2,44204 | 0,01 | 0,9352 |
| B:pH | 312,5 | 1 | 312,5 | 1,08 | 0,4077 |
| AA | 0,234084 | 1 | 0,234084 | 0 | 0,9799 |
| AB | 69,3889 | 1 | 69,3889 | 0,24 | 0,6727 |
| BB | 0,23404 | 1 | 0,23404 | 0 | 0,9799 |
| Bloques | 920,326 | 1 | 920,326 | 3,18 | 0,2164 |
| Falta de ajuste | 315,332 | 3 | 105,1106667 | 0,36 | 0,7904 |
| Error puro | 578,34 | 2 | 289,17 | | |

| | | | | | |
|---|---------|----|--|--|--|
| Total (Corr) | 2198,72 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 59,3549 % | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 25,4839% | | | | | |
| Error estándar de est.= 17,005 | | | | | |
| Error absoluto de la media=6,56337 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= -0,386866 | | | | | |

Fuente. Autoras

Todos los valores del p-valor fueron superiores a 0,05, tanto los efectos simples (Dosis y pH) y los cuadráticos (pH^2 , dosis^2 , $\text{dosis} \cdot \text{pH}$) no son significativos, por lo tanto, estos no influyen en la remoción de turbiedad. El estadístico R^2 y R^2 ajustado revelan porcentajes de 59,3549% y 25,4839% respectivamente, los cuales determinan que el modelo no es adecuado. El error estándar de estimación muestra que la desviación estándar de los residuos es 17,005. El error absoluto de la media es de 6,56337 y es el valor promedio de los residuos.

En la tabla 25 se presentan los coeficientes de regresión para el modelo ajustado.

Tabla 25. Coeficientes de regresión para PAC (136 UNT) -COD

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= 85,4383 |
| A:PAC= -7,00544 |
| B:Ph= -11,0412 |
| AA= 0,0186765 |
| AB= 0,929688 |
| BB= 0,0975764 |

Fuente. Autoras

Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 12. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT-COD

$$\text{RCOD} = 85,4383 - 7,00544 * \text{Sulfato} - 11,0412 * \text{pH} + 0,0186765 * \text{Sulfato}^2 + 0,929688 * \text{Sulfato} * \text{pH} + 0,0975764 * \text{pH}^2$$

Finalmente, en la Tabla 26 se muestra los resultados obtenidos con turbiedad media 136 UNT para la remoción de COD.

Los valores obtenidos de p-valor fueron superiores a 0,05, tanto los efectos simples (Dosis y pH) y cuadráticos (pH^2 , $dosis^2$, $dosis \cdot pH$) no son significativos, por lo tanto estos no influyen en la remoción de turbiedad. El estadístico R^2 de 51,8688% y R^2 ajustado de 11,7595%, determinan que el modelo no es adecuado. El error estándar de estimación muestra que la desviación estándar de los residuos es 3,46872. El error absoluto de la media es de 4,28921 y es el valor promedio de los residuos.

Tabla 26. ANOVA para SA – Turbiedad alta (136 UNT)-COD

| Análisis de varianza | | | | | |
|---|-------------------|----|----------------|---------|---------|
| Fuente | Suma de cuadrados | G1 | Cuadrado medio | F-Ratio | P-valor |
| A:SA | 14,412 | 1 | 14,412 | 1,2 | 0,3880 |
| B:pH | 121,037 | 1 | 121,037 | 10,06 | 0,0867 |
| AA | 21,892 | 1 | 21,892 | 1,82 | 0,3098 |
| AB | 154,131 | 1 | 154,131 | 12,81 | 0,0700 |
| BB | 2,77953 | 1 | 2,77953 | 0,23 | 0,6782 |
| Bloques | 1,62934 | 1 | 1,62934 | 0,14 | 0,7482 |
| Falta de ajuste | 266,992 | 3 | 88,99733333 | 7,4 | 0,1214 |
| Error puro | 24,064 | 2 | 12,032 | | |
| Total (Corr) | 604,715 | 11 | | | |
| R-cuadrado= 51,8688% | | | | | |
| R-cuadrado (Ajustado para g.l.)= 11,7595% | | | | | |
| Error estándar de est.= 3,46872 | | | | | |
| Error absoluto de la media=4,28821 | | | | | |
| Autocorrelación residual lag 1= -0.096298 | | | | | |

Fuente. Autoras

En la tabla 27 se presentan los coeficientes de regresión para el modelo ajustado.

Tabla 27. Coeficientes de regresión para SA (136 UNT) -COD

| Coef. De regresión para turbiedad |
|-----------------------------------|
| Constante= -131,46 |
| A:PAC= 15,3386 |
| B:Ph= 20,1539 |

| |
|---------------|
| AA= -0,235904 |
| AB= -1,58354 |
| BB= -0,336232 |

Fuente. Autoras

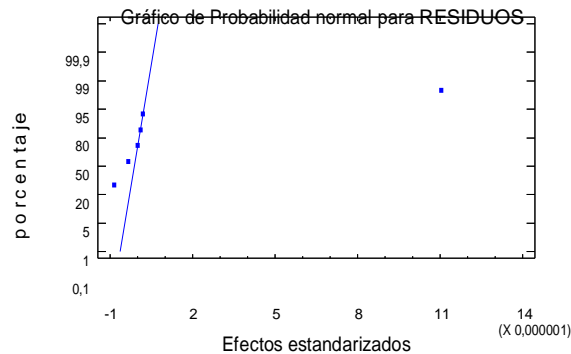
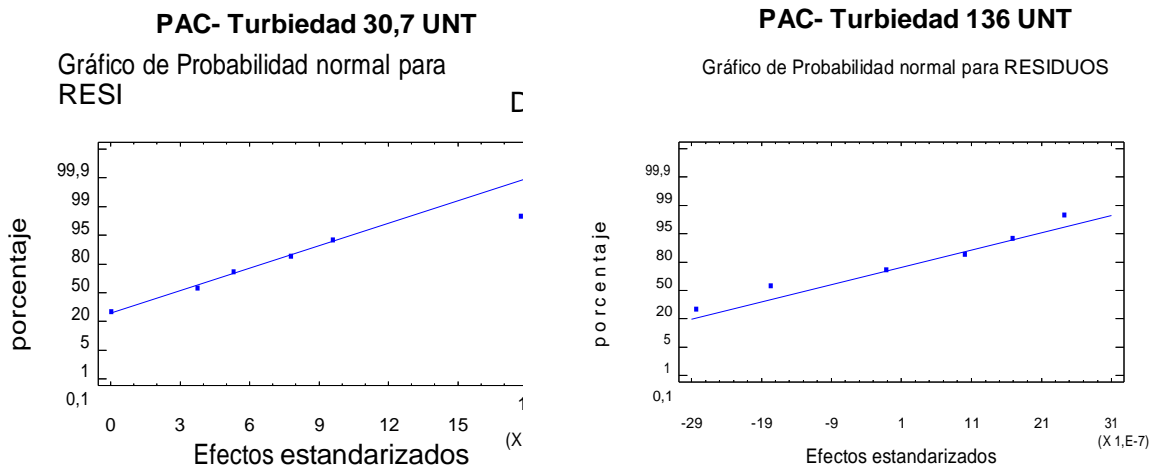
Entonces, la ecuación del modelo ajustado es:

Ecuación 13. Modelo ajustado para remoción de turbiedad 136 UNT-COD

$$RCOD = -131,46 + 15,3386 * Sulfato + 20,1539 * pH - 0,235904 * Sulfato^2 - 1,58354 * Sulfato * pH - 0,336232 * pH^2$$

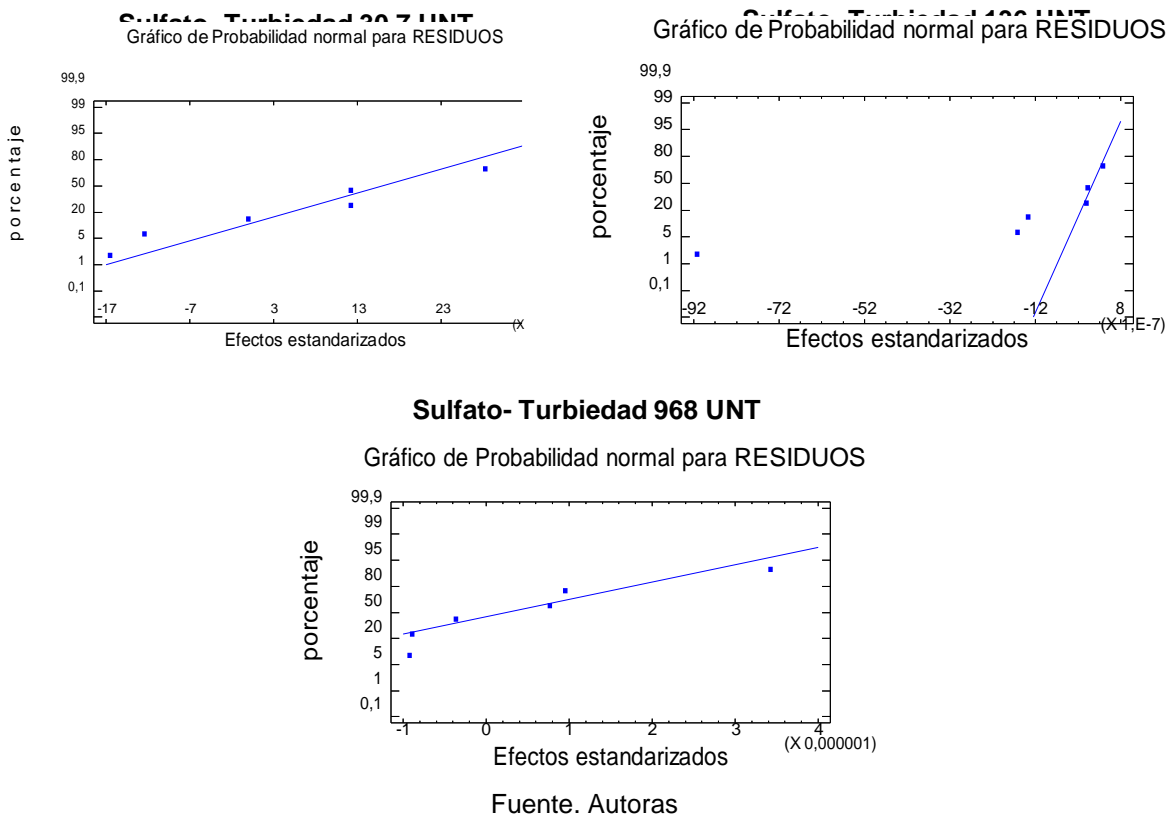
6.2.3 Probabilidad Normal de los modelos. La probabilidad normal de los residuos de los modelos, son representados en las siguientes gráficas:

Gráfica 1. Probabilidad normal de los residuos para PAC



Fuente. Autoras

Gráfica 2. Probabilidad normal de los residuos para Sulfato



En las gráficas correspondientes a turbiedad de 30,7 y 136 UNT con el coagulante PAC, los puntos tienden a ajustarse a la línea recta, esto indica que los datos provienen de una distribución normal y en la gráfica de 968 UNT se presenta una mayor dispersión en los datos, lo que evidencia que este modelo sufre de falta de ajuste.

La distribución de los puntos en la línea recta de los gráficos de SA con turbiedades de 30,7 y 968 UNT, muestran una dispersión normal, por lo tanto esos modelos están bien ajustados, contrario a la turbiedad de 136 UNT, ya que en esta no se observa un patrón característico, indicando que los residuos se encuentran independientes, aleatoriamente distribuidos o hay un sesgo en los datos. Se pudo analizar que el coagulante que mejor se ajusta al DCC fue el PAC debido a que presenta menor dispersión en los datos.

Se determinó que el factor más influyente en el proceso de coagulación es el efecto simple pH, debido a que existe un rango de pH óptimo para cada agua en el cual la coagulación se desarrolla rápidamente, ello depende de la naturaleza de los iones y de la alcalinidad del agua. Además, el rango de pH es función del tipo de coagulante a ser utilizado.

Es importante señalar que dentro de los intervalos de pH establecidos el comportamiento es bastante sensible, de modo que a la menor variación del pH se afectan los resultados, disminuyendo la efectividad del coagulante y el proceso en sí (Romero & Vargas, 2006).

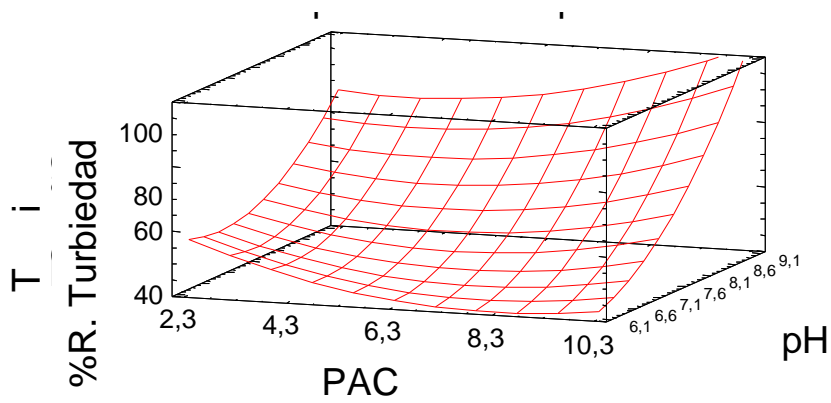
Se encontró que en algunos casos, el factor cuadrático (Dosis*pH) fue significativo debido a que la dosis de coagulante está estrechamente relacionada con el rango de pH. Esta relación de la interacción de dosis y pH es directamente proporcional, permitiendo que el coagulante sea más efectivo (Domínguez, 2010).

6.3 REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA SUPERFICIE DE RESPUESTA

6.3.1 Representación gráfica para remoción de turbiedad. De acuerdo con los análisis mencionados anteriormente, los modelos ajustados se ilustran con superficies de respuesta en 3D y gráficos de contorno en 2D con respecto a la remoción de turbiedad para el PAC y sulfato de aluminio, encontrando dosis óptimas de coagulante y pH.

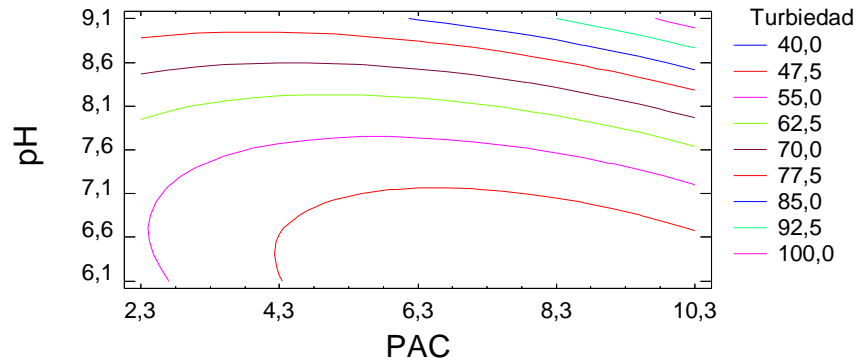
En las gráficas del 3 al 6 se ilustran los modelos de segundo orden con respecto a la remoción de turbiedad utilizando como coagulante el PAC.

Gráfica 3. Superficie de respuesta en 3D con turbiedad de 30,7 UNT



Fuente. Autoras

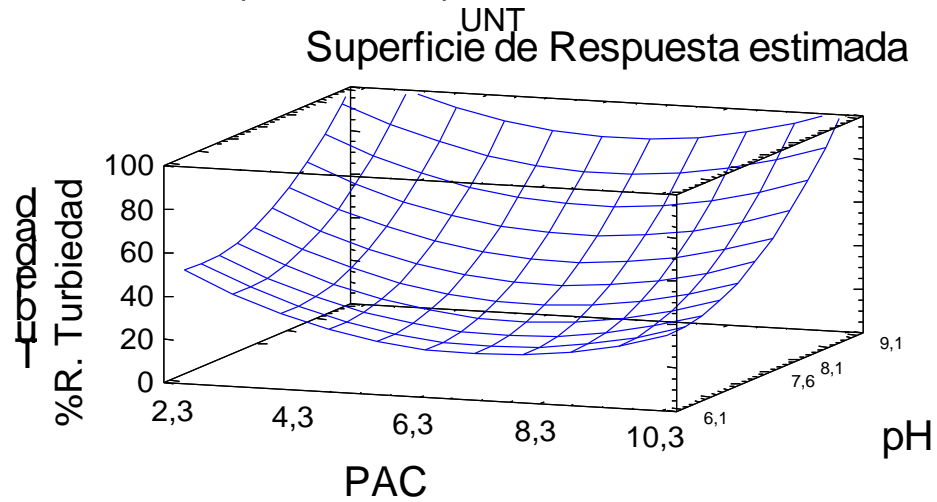
Gráfica 4. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 30,7 UNT
Contornos de Superficie de la Respuesta Estimada



Fuente. Autoras

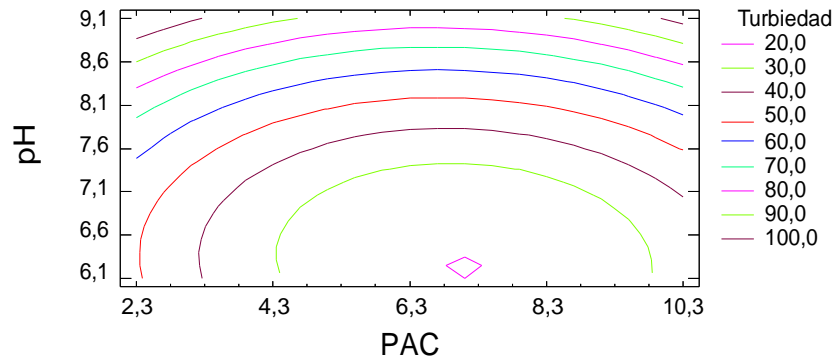
En la Grafica 3 y 4, la dosis 10,3 mg/L y pH de 9,1 son los puntos en donde se obtiene el mayor porcentaje de remoción. La curva nos muestra que cuando hay mayor dosis de PAC y mayor pH, se presenta mayor remoción de turbiedad.

Gráfica 5. Superficie de respuesta en 3D con turbiedad de 136 UNT



Fuente. Autoras

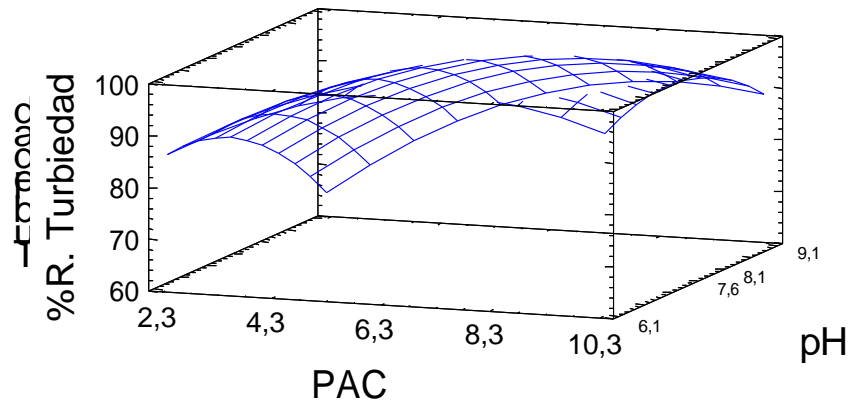
Gráfica 6. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 136 UNT
Contornos de Superficie de la Respuesta Estimada



Fuente. Autoras

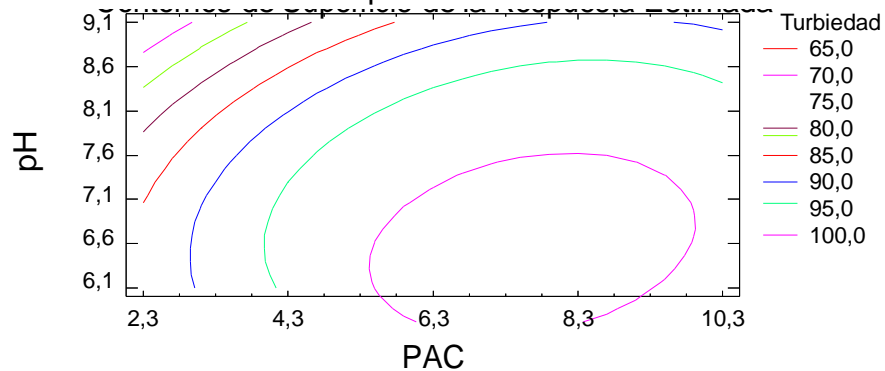
En la gráfica 5 y 6 del coagulante PAC, la mayor remoción se identifica a una dosis de 2,3 mg/L y pH de 9,1. La tendencia muestra que cuando hay menor dosis PAC y mayor pH, se obtendrán las mejores remociones.

Gráfica 7. Superficie de respuesta en 3D para PAC con turbiedad de 968 UNT



Fuente. Autoras

Gráfica 8. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 968 UNT

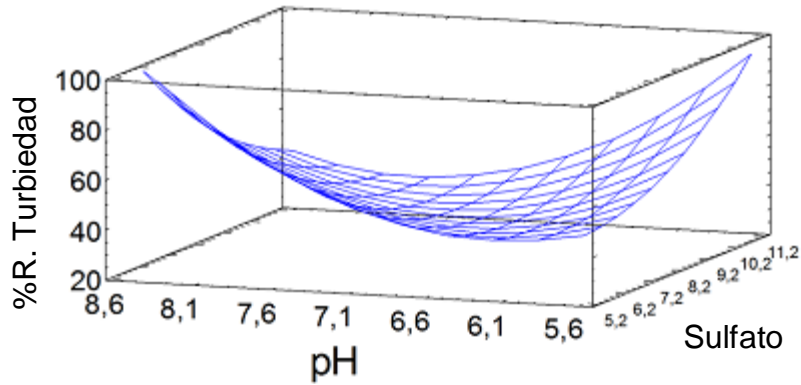


Fuente. Autoras

Por otra parte, en las gráficas 7 y 8 el mayor porcentaje de remoción para turbiedad alta es de 95% y se presenta con dosis y pH óptimo de 8,3 mg/L y 8,1 unidades, respectivamente. Además, esta nos demuestra que cuando hay mayor dosis de PAC y mayor valor de pH, habrá mayor remoción de turbiedad.

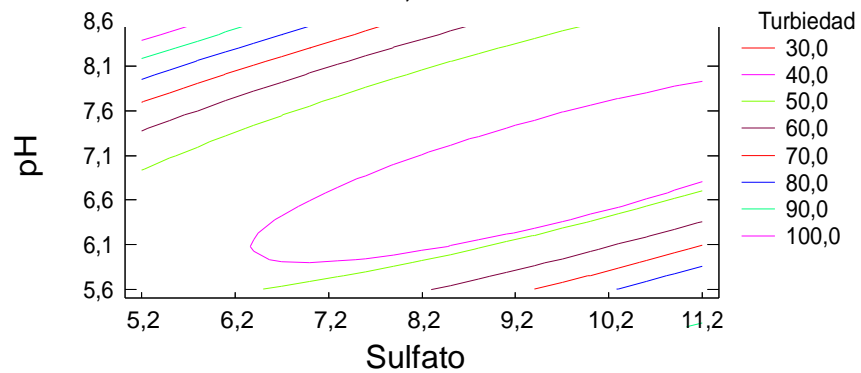
De igual forma en las gráficas del 9 al 14 se ilustran las superficies de respuesta en 3D, los contornos en 2D de los modelos de segundo orden con respecto a la remoción de turbiedad utilizando como coagulante el sulfato de aluminio.

Gráfica 9. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 30,7 UNT



Fuente. Autoras

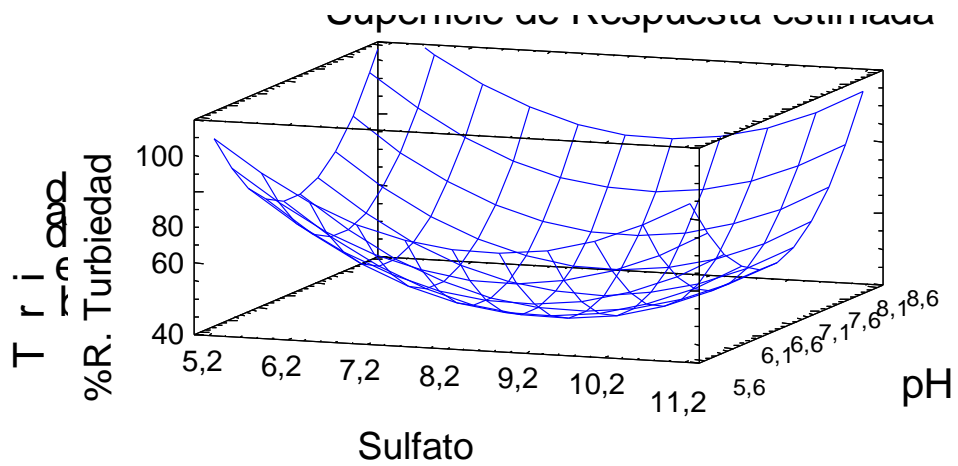
Gráfica 10. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 30,7 UNT



Fuente. Autoras

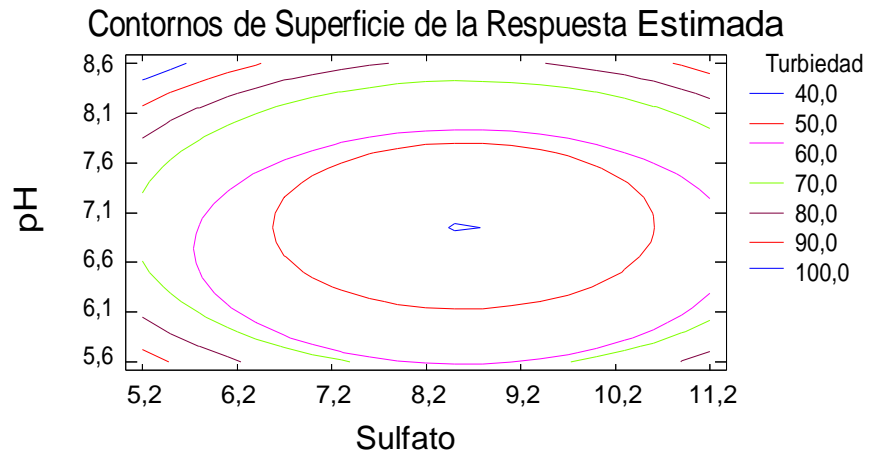
A turbiedad baja se obtuvieron puntos óptimos de 6,2 mg/L para Sulfato y 8,3 de pH con un 80% de remoción. Por otra parte, la gráfica nos demuestra que, entre menor dosis de sulfato, mayor pH, habrá mayor remoción de turbiedad.

Gráfica 11. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 136 UNT



Fuente. Autoras

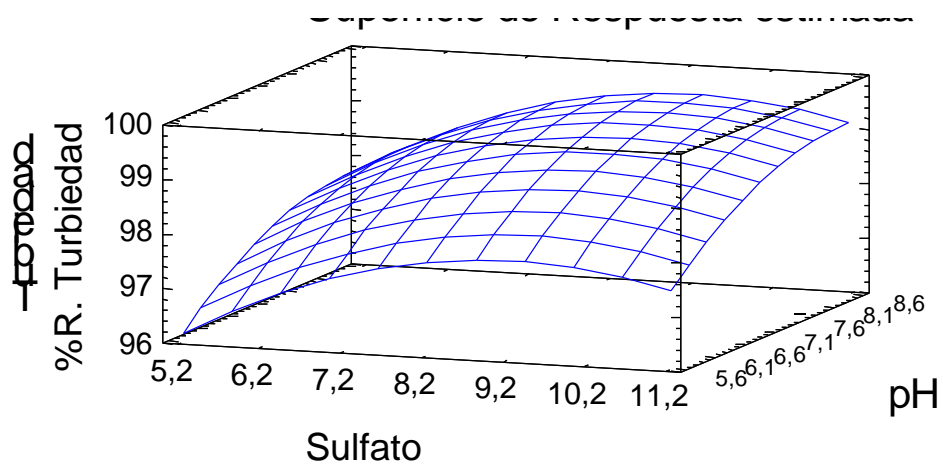
Gráfica 12. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 136 UNT



Fuente. Autoras

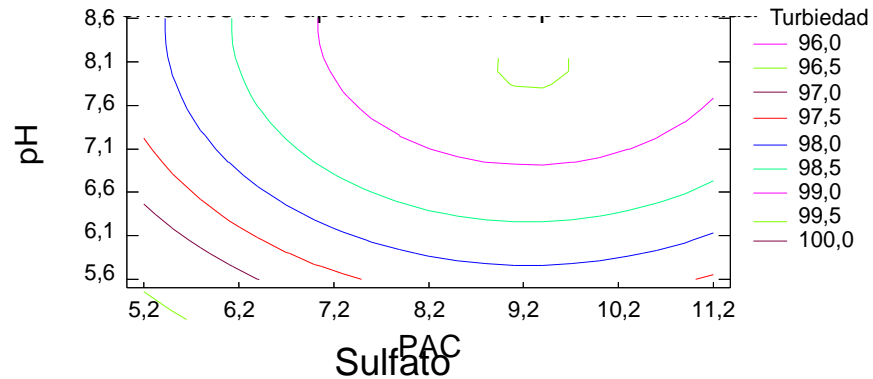
En esta última gráfica el coagulante sulfato de aluminio logra la máxima remoción a una dosis de 5,2 mg/L y 8,6 de pH. El mayor porcentaje se consigue a menor dosis de coagulante y mayor pH.

Gráfica 13. Superficie de respuesta en 3D para Sulfato con turbiedad de 968 UNT



Fuente. Autoras

Gráfica 14. Contorno en 2D para Sulfato con turbiedad de 968 UNT



Fuente. Autoras

En cuanto a la Gráfica 13 y 14, esta muestra un 99,5% de remoción de turbiedad a una dosis de 9,2 mg/L y 8,6 de pH óptimo. La tendencia de esta grafica es que a mayor dosis y a mayor pH, se obtienen los mejores porcentajes de remoción.

Analizando el comportamiento de los coagulantes PAC y SA, se tiene que el PAC presenta remociones más significativas cuando el agua tiene turbiedad baja, pero

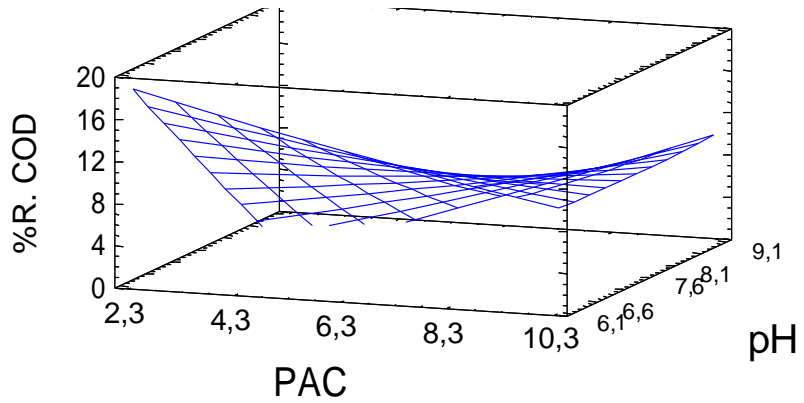
requiere mayores dosificaciones que el sulfato. Para turbiedades altas, con el sulfato se emplean menores dosificaciones y se obtienen mayores porcentajes de remoción. Esto es posible ya que, en aguas crudas el uso de policloruro de aluminio permite una coagulación-floculación óptima para un margen de dosis superior al de las sales básicas metálicas, en otras palabras, los coagulantes polimerizados son menos sensibles a las variaciones de composición del agua cruda que los coagulantes tradicionales (Torra, *et al.* 1998).

Hay que tener en cuenta que el sulfato de aluminio por ser un coagulante metálico es muy sensible al pH y a la alcalinidad. Cuanto menos sea la dosis de coagulante, mayor será la sensibilidad del flóculo a cambios de pH, es decir, si el pH no está dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y puede solubilizarse el aluminio y generar problemas al usuario (Castrillón & Giraldo, 2012). No obstante, en turbiedades altas se debe controlar las dosificaciones de sulfato, ya que se requieren dosis bajas del coagulante, puesto que no resulta factible remover la máxima turbiedad si el agua no cumple con las especificaciones técnicas.

Teniendo en cuenta el comportamiento de cada uno de los coagulantes, se puede decir que tanto el PAC como el SA son efectivos para remoción de turbiedad, pero esta efectividad es diferente para cada una de las turbiedades presentadas, obteniéndose que con el SA se presentan mejores remociones para turbiedades altas y el PAC para bajas.

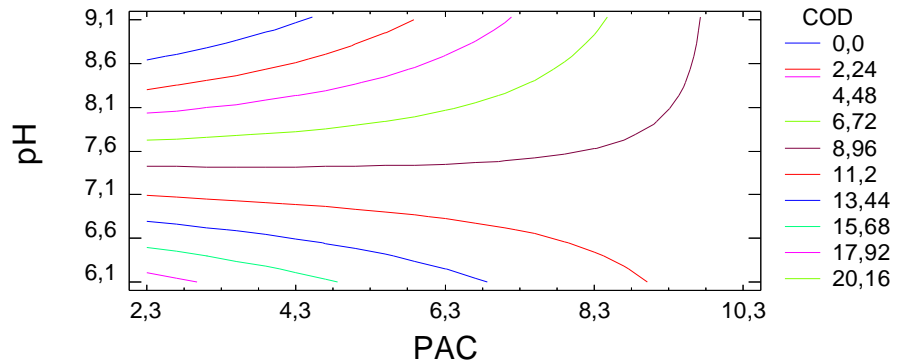
6.3.2 Representación gráfica para remoción de COD. En las gráficas 15-18 se ilustran los modelos de segundo orden con respecto a la remoción de COD usando como coagulante el PAC y SA a una turbiedad de 136 UNT.

Gráfica 15. Superficie de respuesta en 3D para PAC con turbiedad de 136 UNT



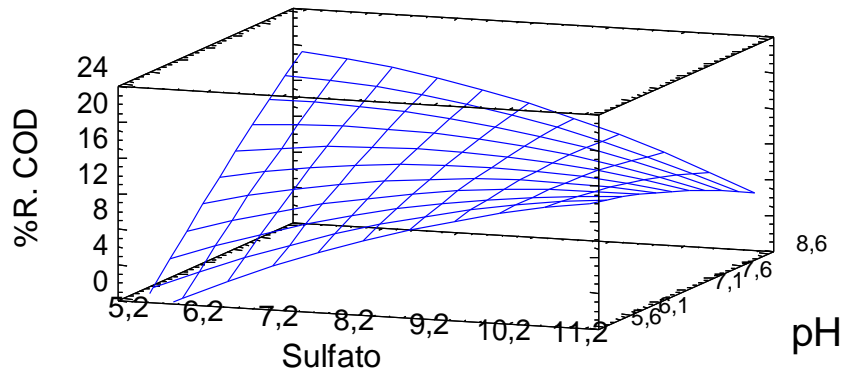
Fuente. Autoras

Gráfica 16. Contorno en 2D para PAC con turbiedad de 136 UNT



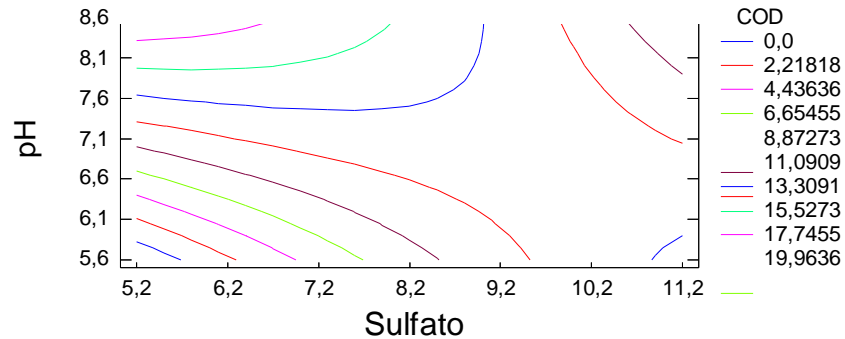
Fuente. Autoras

Gráfica 17. Superficie de respuesta en 3D para SA con turbiedad de 136 UNT



Fuente. Autoras

Gráfica 18. Contorno en 2D para SA con turbiedad de 136 UNT



Fuente. Autoras

Las Gráficas 15 y 16 de PAC, muestran un 15,68% de remoción de COD a una dosis de 2,8 mg/L y 6,3 de pH óptimo, indicando que a menor dosis y menor pH, se obtiene mayor porcentaje de remoción. Del mismo modo, la Gráfica 17 y 18 muestran los puntos óptimos de dosis de SA y pH con valores de 5,2 mg/L y 8,6 unidades respectivamente, logrando eficiencias de remoción del 17,745%, interpretando que a menor dosis y mayor pH, habrá mayor porcentaje de remoción.

Para los dos coagulantes, la remoción de turbiedad es más eficiente a valores altos de pH, para PAC mayor a 8,1 unidades y para sulfato mayor a 8,3 unidades, mientras que el valor de pH para la remoción de COD usando PAC fue menor a 6,3 unidades, pero con SA el valor de 8,6 unidades de pH se mantiene dentro de los valores altos de remoción. El rango de pH óptimo para la eliminación de COD es generalmente menor (pH 5-6) que para la eliminación de partículas en suspensión (Edwards & Amirtharajah, 1985).

Para el carbono orgánico disuelto el componente mayoritario de éste corresponde a las sustancias húmicas (SH), por el cual se clasifican en ácidos húmicos, fulvicos y huminas. Se ha establecido que en promedio cerca del 45% del COD corresponde a ácidos húmicos (insolubles a pH<2) y fúlvicos (solubles a cualquier

pH), no obstante en aguas con alto contenido de color, esta cantidad puede alcanzar el 90% del COD (Camargo, et al. 1999), Según estudios realizados en aguas, los ácidos fúlvicos alcanzaron el 38% del COD y los húmicos el 7% del COD, de esta forma se puede demostrar que para la turbiedad analizada (136 UNT) hay mayor presencia de carbono orgánico disuelto correspondiente a sustancias fúlvicas en el agua por su alto contenido de color, por tanto se debería obtener una mayor remoción de COD en este estudio, implicando que el modelo no es el adecuado para este tipo de análisis.

Las SH son las causantes de impartir color a las aguas naturales ya que solo 4 mg/L de ácidos húmicos genera 100 UPC de color, desmejorando únicamente la calidad estética del agua, pues no se ha encontrado que estas sustancias causen directamente un efecto nocivo sobre la salud. No obstante, según (Lee, et al. 1993); las SH pueden intervenir como potenciadores de toxicidad al interactuar con otros compuestos orgánicos como anilinas y fenoles clorados o metilados; pero también pueden actuar como inhibidores de efectos tóxicos sobre sustancias como hidrocarburos aromáticos policíclicos y pesticidas clorados (Camargo et al., 1999).

A partir de los datos obtenidos de MON en términos de COD y COT, se evaluó la posibilidad de implementar el proceso de pre-cloración en la PTAP, para lo cual también se tuvieron en cuenta los SPD, ya que entre mayor sea la concentración de COT, más importante será la reacción entre la MON y el desinfectante, lo que favorece la formación de una gran cantidad de SPD (Rodríguez, et al. 2007). Los SPD que se producen y son evaluados en la planta son los Trihalometanos totales, los cuales para el año 2014 no sobrepasaron los niveles permitidos según la resolución 2115 del 2007 y las concentraciones fueron relativamente bajas, igualmente los valores obtenidos de COT no sobrepasaron los límites, por lo cual es posible que el proceso de pre-cloración pueda ser implementado, porque el desinfectante no tendría tanta incidencia directa en la formación de SPD y además

con este proceso se podría generar una disminución en las dosis del desinfectante a utilizar.

El RAS título C, sugiere que debe emplearse la precloración cuando hay excesiva producción de algas en la planta o cuando el NMP/100 mL de coliformes en el agua cruda sea superior a 5000 (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000). Por lo cual es necesario que si se planea incluir este proceso en la planta se realicen unos estudios más detallados y profundos.

6.4 ANÁLISIS DE LA COMPARACIÓN ENTRE LOS RESULTADOS DE LA MRS Y DIAGRAMAS DE COAGULACIÓN.

La comparación entre los diagramas de coagulación y los datos conseguidos mediante la MSR se realiza con el fin de identificar la variabilidad y efectividad de la metodología de acuerdo con los valores de turbiedad presentados en la siguiente tabla.

Tabla 28. Rango de turbiedades utilizadas para la comparación

| PAC | | | | | |
|----------------------|---------|-----------------------|---------|----------------------|---------|
| Turbiedad baja (UNT) | | Turbiedad Media (UNT) | | Turbiedad alta (UNT) | |
| Pérez | Autoras | Pérez | Autoras | Pérez | Autoras |
| 33,1 | 30,7 | 373 | 136 | 876 | 968 |
| SULFATO DE ALUMINIO | | | | | |
| Turbiedad baja (UNT) | | Turbiedad Media (UNT) | | Turbiedad alta (UNT) | |
| Pérez | Autoras | Pérez | Autoras | Pérez | Autoras |
| 16 | 30,7 | 488 | 136 | 846 | 968 |

Fuente. Autoras

En los diagramas de coagulación para turbiedad baja con adición de SA, dentro de los rangos de pH entre 7-8,5 unidades y dosis óptima entre 12-20 mg/L se evidenció una zona de barrido con remoción de turbiedad del 94%. Además, con el mismo porcentaje de remoción de turbiedad entre los valores de 6-7 unidades

de pH y 5,5-12 mg/L se observó una coagulación por adsorción neutralización. Con la MSR la dosis óptima fue de 6,2 mg/L (84,32 mg/L PTAP) y 8,3 de pH, alcanzando una remoción del 80%. Por otro lado, con los diagramas de coagulación utilizando PAC a turbiedades bajas, se logró remoción en un 99% para valores de pH entre 6.8-9.5, con dosis de coagulante a partir de 10 mg/L. Aplicando la MSR el punto de mayor remoción se presentó a una dosis de 10,3 mg/L (54,2 mg/L PTAP) y pH de 9,1. El modelo predice los valores óptimos para el coagulante PAC en turbiedades bajas concordando con los diagramas de coagulación, mientras que para el SA, los valores que arroja no se relacionan con los rangos establecidos.

Para turbiedades medias, en los diagramas con SA, se presenta mecanismo de barrido en dos zonas, la primera con pH por debajo de 6,8 y con dosis entre 4-12 mg/L y la segunda con pH de 7,5 y dosis entre 7-12 mg/L de coagulante. De igual forma se presentó una región de adsorción neutralización para pH entre 7,5-7,8 unidades y dosis entre 8-10 mg/L. con la MSR la dosis óptima fue de 5,2 mg/L (70,7 mg/L PTAP) con pH de 8,6 unidades. En los diagramas de coagulación, con el PAC se alcanzaron remociones del 100% para pH entre 7 y 7,5 unidades y dosis entre 6-9 mg/L observándose la obtención de una región de coagulación por adsorción-neutralización. Con la MSR para el PAC, la dosis óptima fue de 2,3 mg/L (12,1 mg/L PTAP) con pH de 9,1 unidades. De acuerdo con estos rangos, la MSR no arroja datos comparativos, ya que estos se encuentran fuera de los rangos predichos en los diagramas de coagulación, sin embargo, la dosis de sulfato estimada por el modelo 5,2 mg/L puede prever el punto óptimo por lo que se encuentra dentro del rango de 4-12 mg/L.

Para turbiedades altas, con PAC se logra la formación de dos zonas de adsorción neutralización con porcentaje de remoción del 98%, en la primera con pH ácidos y dosis bajas de coagulante 1-8 mg/L y en la segunda con dosis óptimas que van de 1-40 mg/L para pH óptimos de 5.5-9.5. Dentro de este rango se encuentra el punto

óptimo de dosis y pH hallados por la MSR los cuales son 8,3 mg/L (43,7 mg/L PTAP) y 8,1 respectivamente, con remoción de turbiedad del 95%. En cuanto al SA, en los diagramas de coagulación se alcanzaron remociones superiores al 90% en el rango de pH de 6-9.5 y dosis altas de coagulante a partir de 18 mg/L en adelante, lo que demuestra el predominio del mecanismo de barrido. Para la MSR el punto óptimo de pH fue de 8,6 logrando estar dentro del rango indicado en el diagrama, a diferencia del valor óptimo de 9,2 mg/L (125,1 mg/L PTAP) de la dosis hallada por el modelo la cual no se aproxima a los rangos determinados.

Si se quiere conocer el comportamiento del agua frente a los mecanismos de coagulación, se deben realizar diagramas de coagulación, ya que estos indican las condiciones de dosis y pH en que ocurre una efectiva remoción. Los diagramas pueden ser usados para predecir las condiciones de coagulación, remoción de turbiedad, remoción de color y selección de unidades de mezcla rápida, Mientras que La MSR no permite detectar los mecanismos que se presentan en el proceso, porque los datos que utiliza para desarrollar el modelo no son suficientes para inferir los rangos en los cuales los mecanismos se favorecen, esta metodología indica solamente los puntos exactos de dosis y pH donde se concentra la mayor remoción.

7. CONCLUSIONES

La MSR desarrollada para optimizar el proceso de coagulación-floculación, conllevó a la localización de los puntos máximos donde se alcanzaron remociones significativas. De acuerdo con esto, se adquirieron los valores de los factores considerados (Dosis y pH) por los cuales se produce la mayor remoción de turbiedad para el coagulante PAC y sulfato. Es posible afirmar que en turbiedades bajas se obtuvieron remociones más significativas con el PAC, pero las dosis requeridas son elevadas y para turbiedades altas, con el sulfato se emplearon menores dosificaciones alcanzando mayores porcentajes de remoción, estos resultados son contrarios al funcionamiento real de la PTAP.

A través del análisis de varianza ANOVA, se pudo determinar la significancia de los modelos realizados por el software Statgraphics.

A través de la metodología se determinó que el factor más influyente en la remoción de turbiedad es el pH, puesto que afecta la solubilidad de los precipitados formados por el hierro y el aluminio, así como el tiempo requerido para la formación del flóculo, por lo cual hay un rango de pH donde los coagulantes trabajan mejor.

Realizando las pruebas de jarras sin ajuste de pH, se determinaron las dosis óptimas de los coagulantes utilizados PAC y SA, dando como resultado que el coagulante que brinda mejores remociones para turbiedad baja es el PAC con dosis de 11 mg/L (57,8 mg/L PTAP) y para turbiedad media y alta es el SA, con dosis de 5 mg/L (68 mg/L PTAP) y 9mg/L (122,4 mg/L PTAP) respectivamente. De acuerdo con esto, se afirma que el SA, es más efectivo para lograr remociones en las distintas turbiedades presentadas en la PTAP y su dosificación es menor.

Se concluye que el modelo no es el adecuado para predecir respuestas óptimas con respecto a la remoción de COD, puesto que a la turbiedad analizada (136 UNT), se debería presentar mayor cantidad de COD correspondiente a sustancias húmicas y fulvicas.

Se pudo realizar la comparación entre los valores dados por el modelo y los diagramas de coagulación realizados por Perez (2015), estableciendo que algunos de los puntos óptimos de dosis y pH obtenidos por la MSR se encuentran dentro del rango de los valores hallados en los diagramas de coagulación. De igual forma cabe resaltar que la MSR es funcional, pero aplicada al proceso de coagulación-floculación no es 100% efectiva, ya que la metodología de diagramas de coagulación tiene en cuenta muchos más datos.

Los valores presentados por la MSR son datos que permiten predecir unas respuestas óptimas que se ajusten a la realidad, estos están ajustados para encontrar remociones del 100%, pero las remociones nunca serán de este porcentaje debido a los errores experimentales.

8. RECOMENDACIONES

Plantear científicamente los experimentos con anterioridad, así se obtendrán mejores estimaciones sobre el modelo experimental que se pretenda realizar.

Para evitar esfuerzos inútiles al ejecutar experimentos con un número inadecuado de corridas, es importante seleccionar un diseño adecuado de experimentos dentro de los contemplados por la MSR, para llegar a la solución óptima en un tiempo considerable.

Para obtener una mayor viabilidad de la MSR implementada, es necesario seleccionar los rangos correspondientes a las variables independientes (Dosis-pH) según las zonas óptimas que se presentes en los diagramas, para predecir los puntos en los cuales se obtienen mayores porcentajes de remoción.

Se recomienda que el proceso de coagulación se deba efectuar dentro de la zona óptima de pH, ya que de lo contrario puede haber un desperdicio de los coagulantes y a la vez provocando un descenso del rendimiento de la planta.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Acueducto Metropolitano de Bucaramanga. (2014). AMB.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos-EPA. (2000). Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable.
- Andía, Y. (2000). Tratamiento de agua coagulación y floculación. *Sedapal*, 1–44. Retrieved from http://www.sedapal.com.pe/c/document_library/get_file?uuid=2792d3e3-59b7-4b9e-ae55-56209841d9b8&groupId=10154
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington.
- Aráuz, M., & Castillo, V. (2008). Determinación de la concentración de Trihalometanos producidos por reacción del cloro con la Materia Orgánica Nitrogenada en muestras de agua del Río Fonseca, Departamento de Boaco, en el período Enero - Marzo del 2008.
- BERÓN, F. (2004). Uso de cloruro férrico y sulfato de aluminio en el río Cauca como coagulante primario., 5–10.
- Black, A. P., & Christman, R. F. (1963). *Characteristics of Colored Surface Waters*. Journal - American Water Works Association.
- Camargo, M., Luis, V., & Cruz, E. (1999). Sustancias Húmicas en Aguas Para Abastecimiento. *Revista Ingeniería E Investigación*.
- Carolla, C., Sánchez, R., & Montiel, E. (2009). Modelo de superficie de respuesta que permite inferir concentración de nitrógeno en “ compost ” producido a partir de desechos orgánicos A response surface model allowing nitrogen concentration to affect organic waste-derived compost, 29(3), 128–133.
- Castrillón, D., & Giraldo, M. de los ángeles. (2012). Determinación De Las Dosis Óptimas Del Coagulante Sulfato De Aluminio Granulado Tipo B En Función De La Turbiedad Y El Color Para La Potabilización Del Agua En La Planta De Tratamiento De Villa Santana, 103.
- Díaz, A. (2009). *Diseño estadístico de experimentos*. (Universidad de Antioquia,

- Ed.) (2a. Ed.).
- Domínguez, M. F. (2010). Optimización de la coagulación – floculación en la planta de tratamiento de agua potable de la sede recreacional campoalegre – cajasan, 1–68.
- Edwards, G. A., & Amirtharajah, A. (1985). Removing color caused by humic acids. Water Work Assoc.
- Fernandez, C., & Piñeiro, M. (2012). Superficies de respuesta, Métodos y diseños, 29. Retrieved from http://bellman.ciencias.uniovi.es/d_experimentos/d_experimentos_archivos/sr.pdf
- Flórez, C., Miguel, J., Aguas, C. D. E., Coagulantes, U., Caso, P., Miguel, J., & Flórez, C. (2011). POLIMERIZADOS: CASO DEL HIDROXICLORURO DE ALUMINIO WATER CLARIFICATION USING POLYMERIZED COAGULANTS: ALUMINUM HYDROXYCHLORIDE CASE.
- Gras, J. A. (1996). *Métodos y técnicas avanzadas de análisis de datos en ciencias del comportamiento*. (E. U. Barcelona, Ed.) (Ilustrada).
- Hach. (1997). UV Transmission (UVT) & UV Absorbance (A254) Methods. Retrieved from <http://www.hach.com/DisinfectionSeries09>
- Jimenez, M. G. (2015). Superficies de Respuesta mediante un Diseño Central Compuesto. *Revista Varianza*, 31–36. Retrieved from http://www.revistasbolivianas.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S9876-67892015000100007&lng=es&nrm=iso
- Labarces, E. S. (2007). Evaluación del proceso coagulación-floculación a partir de sulfato de aluminio preparado utilizando envases reciclados del metal y aluminio modificado en la potabilización de aguas, 1, 1–58.
- Lee, S. K., Freitag, D., Steinberg, C., Kettrup, A., & Kim, Y. H. (1993). Effects of dissolved humic materials on acute toxicity of some organic chemicals to aquatic organisms. *Water Research*, 27(2), 199–204. [http://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90076-T](http://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90076-T)
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2007). Resolución 2115,

1–23.

- Ministerio de Desarrollo Económico. (2000). *Sistemas de potabilización Título C. Reglamento Técnico Del Sector de Agua Potable Y Saneamiento Básico RAS 2000*, 184.
- Montgomery, D. (2004). *Diseño y análisis de experimentos. Limusa Wiley*. Retrieved from <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=juiga.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=001087>
- Moreano, M. R., & Ocampo, G. T. (2011). *ORGÁNICA NATURAL DEL RÍO PASTO*, (26), 363–370.
- Murillo, D. (2011). *Análisis de la Influencia de dos Materias Primas Coagulantes en el Aluminio del Agua Tratada*.
- OPS. (2005). *Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero*, 59.
- Organización Mundial de la Salud- OMS. (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality* (Segunda ed). Ginebra.
- Perez, A. (2015). *Valoración técnico – económica del proceso coagulación en la planta de tratamiento de agua potable de Floridablanca (Acueducto Metropolitano de Bucaramanga s.a. E.S.P)*.
- Pérez, J. M., Richter, C., & Cánepa de Vargas, L. M. (1977). 016322-01.pdf. Retrieved from <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/016322/016322-01.pdf>
- Ramírez, R. M., Durán, A., Martínez, A., & Velásquez, M. T. (2005). *Proceso de Coagulación-Floculación para el tratamiento de aguas residuales: Desarrollo y utilización de nuevos compuestos para la reducción de lodos*.
- Rinne, T. (1998). *Potabilización Con Diferentes Coagulantes De Aluminio Y Hierro. Director*, 1–7.
- Rodríguez, M. J., Rodríguez, G., Serodes, J., & Sadiq, R. (2007). *Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. Interciencia*, 32(11), 749–756. Retrieved from http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-

18442007001100007&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Romero, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. (E. C. de Ingeniería, Ed.) (3 ed.).

Romero, J. A. (2000). *Calidad del agua* (2a. ed.). Mexico: MEXICO, MEXICO.

Romero, L. G., & Vargas, M. (2006). *Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica*. INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA- ESCUELA DE QUÍMICA. Retrieved from <http://www.tec.ac.cr/sitios/Docencia/quimica/Documents/Publicaciones/APROVECHAMIENTO DE ALGUNOS MATERIALES EN EL DESARROLLO DE COAGULANTES U FLOCULANTES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS EN cr.pdf>

Siqueiros, A. (2004). Aplicación de la Metodología de Superficies de Respuesta para el Mejoramiento de la Calidad del Aceite de Soya. *Universidad de Sonora*, 113.

Torra, A., Valero, F., Bisbal, J. L., & Tous, J. . (1998). 4) 3), 2(2).

Trinh, T. K., & Kang, L. S. (2011). *Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment*. *Chemical Engineering Research and Design*. Institution of Chemical Engineers. Retrieved from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0263876210003680>

Vidal, F. J. R. (2003). *Procesos de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización*. (E. D. de Santos, Ed.) (Reimpresa).

10. ANEXOS

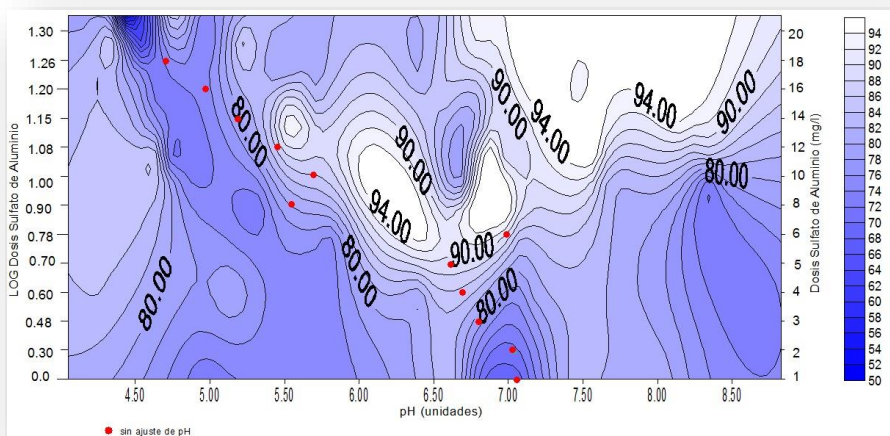
Anexo 1. Características de las muestras de agua cruda

| Muestra | Sulfato de Aluminio | | | | Policloruro de Aluminio (PAC) | | | | |
|---------|---------------------|-------------|----------------|---------------------------------------|-------------------------------|------|-------------|----------------|---------------------------------------|
| | pH | Color (UPC) | Turbidez (UNT) | Alcalinidad (mg/l CaCO ₃) | Muestra | pH | Color (UPC) | Turbidez (UNT) | Alcalinidad (mg/l CaCO ₃) |
| 1 | 7,26 | 53 | 16 | 32 | 1 | 7,22 | 60 | 33,1 | 32 |
| 2 | 7,18 | 1929 | 488 | 32 | 2 | 7,16 | 1154 | 373 | 34 |
| 3 | 7,65 | 2479 | 846 | 30 | 3 | 7,13 | 1544 | 876 | 32 |

Fuente. Perez (2015)

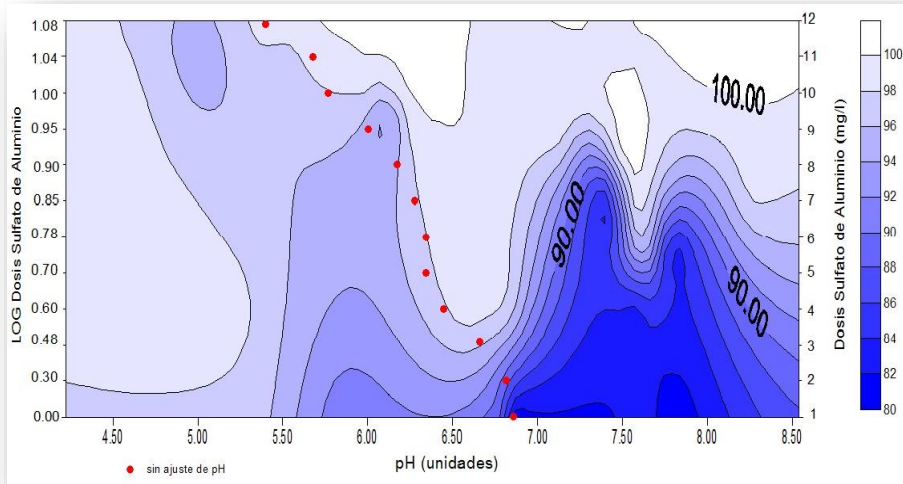
Anexo 2. Diagramas de coagulación obtenidos en el estudio Perez (2015)

Turbiedad baja de 16 UNT con SA



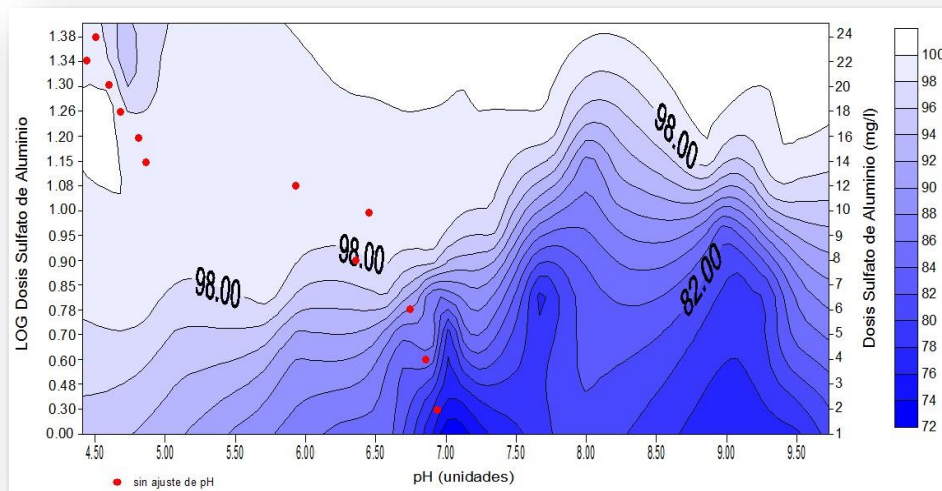
Fuente. Perez (2015)

Turbiedad media de 488 UNT Con SA



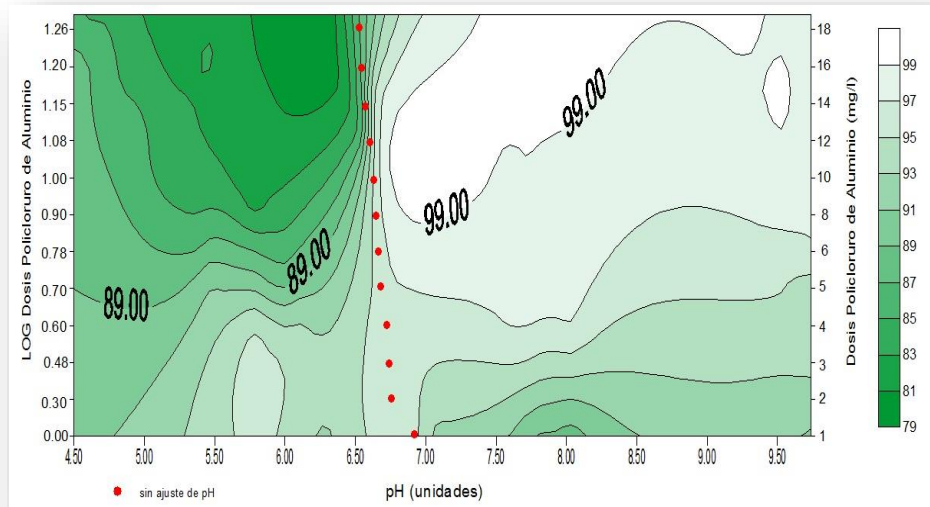
Fuente. Perez (2015)

Turbiedad alta de 876 UNT con SA



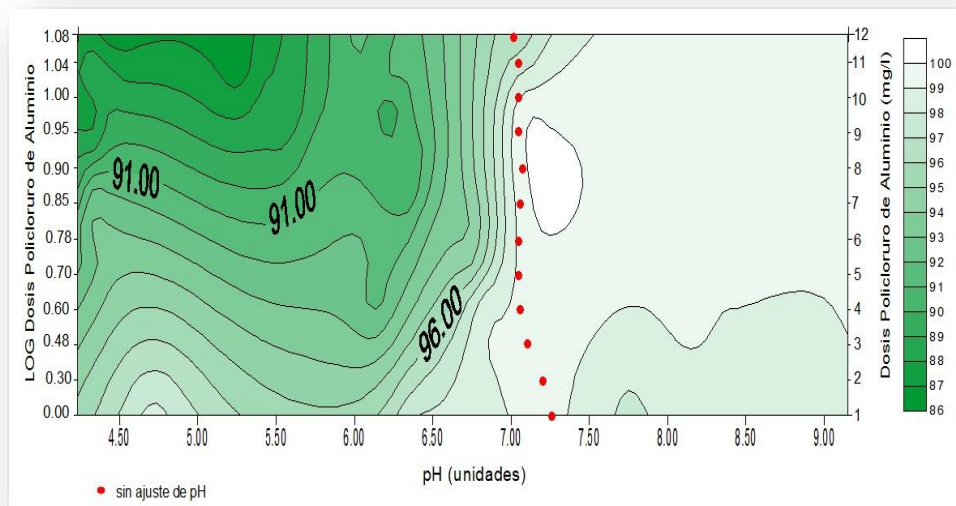
Fuente. Perez (2015)

Turbiedad baja de 33,1 UNT con PAC



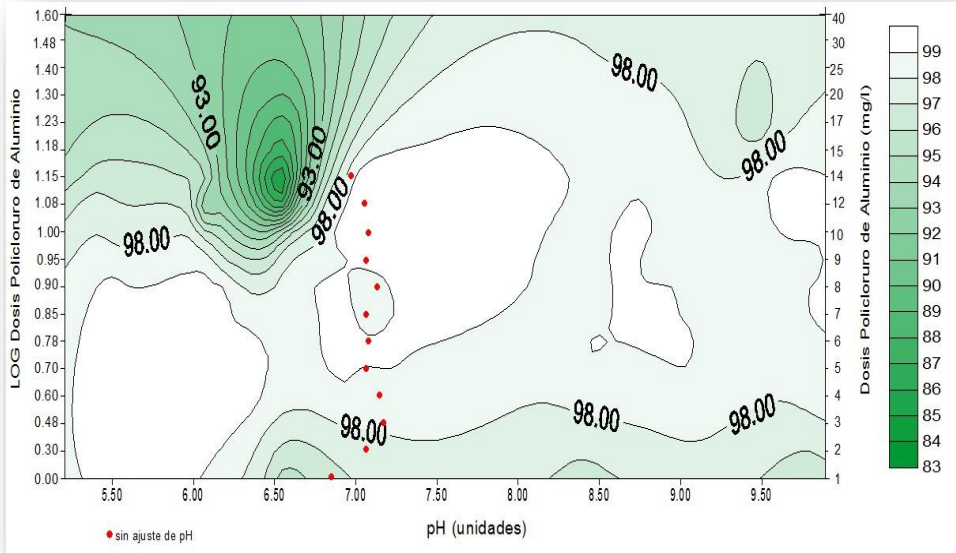
Fuente. Perez (2015)

Turbiedad media de 373 UNT para PAC



Fuente. Perez (2015)

Turbiedad alta de 876 UNT para PAC



Fuente. Perez (2015)

Anexo 3. CCD en la unidad codificada y los resultados obtenidos para el PAC y Sulfato de aluminio

| Turbiedad 30,7 UNT | | | | | | | | | |
|--------------------|-------------------|---------|----------------------------|--|--|-------------------------|---------|----------------------------|--|
| | PAC | | | | | SULFATO | | | |
| | CCD PAC | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | | | CCD Sulfato de Aluminio | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | |
| No Pruebas | Dosis de PAC (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | | | Dosis de SA (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | |
| 1 | 2,3 | 6,1 | 66,12378 | | | 5,2 | 5,6 | 38,43648208 | |
| 2 | 8,7 | 6,1 | 48,85993 | | | 10,8 | 5,6 | 86,1237785 | |
| 3 | 2,3 | 8,9 | 84,62541 | | | 5,2 | 8,4 | 92,47557003 | |
| 4 | 8,7 | 8,9 | 93,87622 | | | 10,8 | 8,4 | 42,01954397 | |
| 5 | 1 | 7,5 | 56,67752 | | | 4 | 7 | 72,96416938 | |
| 6 | 10 | 7,5 | 52,11726 | | | 12 | 7 | 47,23127036 | |
| 7 | 5,5 | 5,5 | 36,80782 | | | 8 | 5 | 84,98371336 | |
| 8 | 5,5 | 9,5 | 89,28339 | | | 8 | 9 | 90,26058632 | |
| 9 | 5,5 | 7,5 | 50,48860 | | | 8 | 7 | 31,9218241 | |
| 10 | 5,5 | 7,5 | 50,48860 | | | 8 | 7 | 39,41368078 | |
| 11 | 5,5 | 7,5 | 52,44300 | | | 8 | 7 | 40,39087948 | |
| 12 | 5,5 | 7,5 | 53,09446 | | | 8 | 7 | 35,83061889 | |


| Turbiedad 136 UNT | | | | | | | | | |
|-------------------|-------------------|---------|----------------------------|-----------|--|-------------------------|---------|----------------------------|-----------|
| | PAC | | | | | SULFATO | | | |
| | CCD PAC | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | | | CCD Sulfato de Aluminio | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | |
| No Pruebas | Dosis de PAC (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | COD (Y2) | | Dosis de SA (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | COD (Y2) |
| 1 | 2,3 | 6,1 | 39,19117647 | 33,333333 | | 5,2 | 5,6 | 91,17647059 | 0,000000 |
| 2 | 8,7 | 6,1 | 33,38235294 | 27,210884 | | 10,8 | 5,6 | 91,32352941 | 8,163265 |
| 3 | 2,3 | 8,9 | 96,05147059 | 0,000000 | | 5,2 | 8,4 | 94,76470588 | 26,530612 |
| 4 | 8,7 | 8,9 | 98,35294118 | 10,544218 | | 10,8 | 8,4 | 93,08823529 | 9,863946 |
| 5 | 1 | 7,5 | 92,42647059 | 0,000000 | | 4 | 7 | 97,83088235 | 0,000000 |
| 6 | 10 | 7,5 | 27,86764706 | 0,000000 | | 12 | 7 | 52,42647059 | 13,605442 |
| 7 | 5,5 | 5,5 | 30,14705882 | 0,000000 | | 8 | 5 | 90,29411765 | 8,163265 |
| 8 | 5,5 | 9,5 | 97,72058824 | 0,000000 | | 8 | 9 | 95,08088235 | 10,204082 |
| 9 | 5,5 | 7,5 | 21,32352941 | 34,013605 | | 8 | 7 | 37,86764706 | 4,421769 |
| 10 | 5,5 | 7,5 | 40,58823529 | 0,000000 | | 8 | 7 | 40,58823529 | 11,224490 |
| 11 | 5,5 | 7,5 | 37,35294118 | 0 | | 8 | 7 | 43,67647059 | 17,006803 |
| 12 | 5,5 | 7,5 | 41,10294118 | 0,000000 | | 8 | 7 | 41,02941176 | 15,646259 |

Fuente. Autoras

| Turbiedad 968 UNT | | | | | | | | | |
|-------------------|-------------------|---------|----------------------------|--|--|-------------------------|---------|----------------------------|--|
| | PAC | | | | | SULFATO | | | |
| | CCD PAC | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | | | CCD Sulfato de Aluminio | | RESULTADOS DE REMOCIÓN (%) | |
| No Pruebas | Dosis de PAC (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | | | Dosis de SA (X1) | pH (X2) | Turbiedad (Y1) | |
| 1 | 2,3 | 6,1 | 84,09090909 | | | 5,2 | 5,6 | 97,67561983 | |
| 2 | 8,7 | 6,1 | 97,96487603 | | | 10,8 | 5,6 | 97,46900826 | |
| 3 | 2,3 | 8,9 | 71,48760331 | | | 5,2 | 8,4 | 98,79132231 | |
| 4 | 8,7 | 8,9 | 96,57024793 | | | 10,8 | 8,4 | 98,62603306 | |
| 5 | 1 | 7,5 | 71,90082645 | | | 4 | 7 | 94,70041322 | |
| 6 | 10 | 7,5 | 98,28512397 | | | 12 | 7 | 99,04132231 | |
| 7 | 5,5 | 5,5 | 98,73966942 | | | 8 | 5 | 96,09504132 | |
| 8 | 5,5 | 9,5 | 73,55371901 | | | 8 | 9 | 99,26239669 | |
| 9 | 5,5 | 7,5 | 98,85330579 | | | 8 | 7 | 98,85330579 | |
| 10 | 5,5 | 7,5 | 98,88429752 | | | 8 | 7 | 99,02169421 | |
| 11 | 5,5 | 7,5 | 98,65702479 | | | 8 | 7 | 98,84297521 | |
| 12 | 5,5 | 7,5 | 97,72727273 | | | 8 | 7 | 98,84297521 | |

Fuente. Autoras

Anexo 4. Reporte de resultados de MON

| | | |
|---|--|---|
| No Aplica | REPORTE DE RESULTADOS FISICOQUIMICOS Y MICROBIOLÓGICOS |  <small>ACUEDUCTO METROPOLITANO DE BUARAMANGA S.A. E.S.P.</small> |
| F CC 510-007 | | |
| Rev.:1 | | |
| LABORATORIO CONTROL DE CALIDAD AGUAS | | |

SOLICITUD No: I16-12
 FECHA: MARZO 4 DE 2016
 SOLICITANTE: PLANTA FLORIDABLANCA - ING. YOLANDA ARBOLEDA AGUA
 NOMBRE DE LA MUESTRA: SITIO DE PROCESO DE COAGULACION FLOCULACION PLANTA DE
 TOMA DE MUESTRA: MUESTRA TRATAMIENTO FLORIDABLANCA amb CARLA PINTO Y CAROLINA
 TOMADA POR: PINTO
PLAN DE MUESTREO: PUNTUAL
 FECHA DE TOMA DE MUESTRA: FEBRERO 4 Y 8 DE 2016
 FECHA DE RECEPCION: FEBRERO 9 DE 2016

REPORTE DE RESULTADOS

| PARAMETRO | IDENTIFICACION | METODO | RESULTADO | UNIDADES | RESOLUCION 2115/07 | FECHA DE ENSAYO |
|-----------|----------------|---------------------|-----------|----------|--------------------|-----------------|
| COT | AGUA CRUDA C1 | Combustión SM 5310B | 3,71 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | C7,5-2PAC | Combustión SM 5310B | 3,06 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 8C9-1,6HCL | Combustión SM 5310B | 2,08 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | AGUA CRUDA F | Combustión SM 5310B | 2,94 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 1C7-1,6 | Combustión SM 5310B | 2,81 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 2C7-1,6 | Combustión SM 5310B | 2,61 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 3C7-1,6 | Combustión SM 5310B | 2,44 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 4C7-1,6 | Combustión SM 5310B | 2,48 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 5C7-1,6 | Combustión SM 5310B | 3,89 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 7C7-0,8 | Combustión SM 5310B | 3,35 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 6C7-2,4 | Combustión SM 5310B | 2,54 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 13C5-1,6 | Combustión SM 5310B | 4,53 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 12C5,6-2,2 | Combustión SM 5310B | 2,70 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | C9-1,6SULFATO | Combustión SM 5310B | 2,64 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 9C8,4-2,2 | Combustión SM 5310B | 2,65 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 10C8,4-1 | Combustión SM 5310B | 2,16 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 11C5,6-1 | Combustión SM 5310B | 2,46 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 1C7,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 1,94 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 2C7,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 2,99 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 3C7,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 2,94 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 4C7,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 2,95 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 5C7,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 3,76 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 13C7,5-0,2 | Combustión SM 5310B | 4,98 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 6C7,5-2 | Combustión SM 5310B | 3,44 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 10C6,1-0,5 | Combustión SM 5310B | 1,96 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 7C6,1-1,7 | Combustión SM 5310B | 2,14 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 9C8,9-0,5 | Combustión SM 5310B | 6,60 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 11C8,9-1,7 | Combustión SM 5310B | 2,63 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-18 |
| COT | 8C5,5-1,1 | Combustión SM 5310B | 3,96 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |
| COT | 12C9,5-1-1 | Combustión SM 5310B | 3,32 | mg C/L | 5,0 | 2016-02-17 |

"Estos resultados son válidos únicamente para la muestra analizada. Prohibida su reproducción parcial sin la aprobación escrita del laboratorio de Control Calidad Aguas."



OBSERVACIONES: Ninguna.

ACREDITADO ISO/IEC
17025:2005
11-LAB-031

Aprobó:


CARLOS MANUEL PARRA GOMEZ
Jefe Lab. de Control Calidad Aguas
Químico Matrícula Profesional: PQ

Fuente. Laboratorio control de calidad- PTAP La Flora

