VIABILIDAD TÉCNICA DE LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL COMO ESTRATEGIA DE RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

DANIELA MARÍA RIVERA VELASCO

CÓDIGO: 202201980

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE INGENIERÍA

MAESTRIA EN INGENIERIA ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI

2025

VIABILIDAD TÉCNICA DE LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL COMO ESTRATEGIA DE RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

DANIELA MARÍA RIVERA VELASCO

Trabajo de grado para optar al título de Magíster en Ingeniería énfasis en ingeniería Sanitaria y ambiental

Directoras

INÉS RESTREPO TARQUINO, Ing, MSc, PhD
NANCY VASQUÉZ SARRIA, Ing, MSc, PhD

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRIA EN INGENIERIA ÉNFASIS EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2025

DEDICATORIA O LEMA

Quiero agradecerle a Dios y a la virgen por permitirme culminar esta etapa, a mis padres que me han brindado todo su apoyo, a mis hermanos por motivarme y a mis profesoras que me inspiraron, me enseñaron, me orientaron y me permitieron ser parte de este proyecto. Y por último a todas las personas que contribuyeron para el desarrollo de esta investigación.

“Sé menos curioso acerca de las personas y más curioso acerca de las ideas” Marie Curie

“El mayor misterio del mundo es que resulta comprensible” Albert Einstein

CONTENIDO

pág.

RESUMEN **XVII**

INTRODUCCIÓN **1**

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA **2**

2. JUSTIFICACIÓN **4**

3. ANTECEDENTES **6**

3.1 REDUCCIÓN DE NUTRIENTES DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL **7**

3.2 RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES A PARTIR DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL **8**

3.3 APLICACIÓN DE PROCESOS DE RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL **9**

4. MARCO CONCEPTUAL **12**

4.1 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL **12**

4.1.1 Características del agua residual municipal **13**

4.1.2 Tecnologías de tratamiento del agua residual municipal **14**

4.2 POTENCIAL DE RECUPERACION DE NUTRIENTES DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL **15**

4.3 TECNOLOGIAS PARA LA RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES **17**

4.3.1 Precipitación química 17

4.3.2 Procesos de cristalización 17

4.3.3 Reactores de cristalización para la recuperación de nutrientes 19

4.3.4 Siembra para optimizar la cristalización 20

4.4 FERTILIZANTES ORGANOMINERALES 22

4.5 TENDENCIAS EN LA RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL 23

5. OBJETIVOS 25

5.1 OBJETIVO GENERAL 25

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 25

6. DISEÑO METODOLÓGICO 25

6.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO Y UNIDAD EXPERIMENTAL 25

6.2 ETAPAS DEL PROYECTO 28

6.2.1 Etapa 1: Establecer las condiciones operacionales para la producción de un fertilizante organomineral mediante procesos de cristalización, utilizando agua residual municipal y licor mixto de lodos activados como semilla. 28

6.2.2 Etapa 2: Evaluación del desempeño del proceso de cristalización teniendo en cuenta la normatividad colombiana vigente para el agua residual municipal y la calidad del fertilizante organomineral obtenido. 34

6.2.3 Etapa 3: Análisis de la influencia del licor mixto como semilla para la producción de un fertilizante organomineral a partir del tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal. 39

7. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS **41**

7.1 ETAPA 1: ESTABLECER LAS CONDICIONES OPERACIONALES PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL MEDIANTE PROCESOS DE CRISTALIZACIÓN, UTILIZANDO AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LICOR MIXTO DE LODOS ACTIVADOS COMO SEMILLA **41**

7.1.1 Calidad de agua residual y licor mixto de lodos activados para proceso de precipitación química para la obtención fertilizante organomineral: Dosis óptima de reactivo de precipitación **42**

7.1.2 Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con ARC **59**

7.1.3 Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con la condición de mezcla ARC: L.M **67**

7.2 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE PROCESO DE CRISTALIZACIÓN TENIENDO EN CUENTA LA NORMATIVIDAD COLOMBIANA VIGENTE PARA EL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LA CALIDAD DEL FERTILIZANTE ORGANOMINERAL OBTENIDO **80**

7.2.1 Análisis de la calidad del efluente del proceso o sobrenadante del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones mezcla ARC: L.M para la obtención del fertilizante organomineral **81**

7.2.2 Análisis del desempeño del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M para la obtención fertilizante organomineral **98**

7.2.3 Análisis de la calidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M **111**

7.2.4 Análisis de la microscopia óptica de fertilizante organomineral obtenido a partir de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **112**

7.2.5 Análisis SEM-EDS del fertilizante organomineral obtenido a partir del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con la condición de mezcla ARC: L.M **117**

7.2.6 Análisis de difracción de rayos X (DRX) del fertilizante organomineral obtenido a partir del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con la condición de mezcla ARC: L.M **123**

7.3 ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL LICOR MIXTO COMO SEMILLA PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL A PARTIR DEL TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL. **126**

7.3.1 Análisis de la cantidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M **126**

7.3.2 Análisis estadístico sobre la influencia de las condiciones de mezcla ARC: L.M sobre la calidad del efluente del proceso y el tamaño de los cristales encontrados en el fertilizante organomineral **128**

8. CONCLUSIONES **135**

8.1 CONCLUSIONES SOBRE ENSAYOS PRELIMINARES PARA ESTABLECER CONDICIONES OPERACIONALES PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL MEDIANTE PROCESOS DE CRISTALIZACIÓN, UTILIZANDO AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LICOR MIXTO DE LODOS ACTIVADOS COMO SEMILLA **135**

8.2 CONCLUSIONES PARA LA EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DEL PROCESO DE CRISTALIZACIÓN TENIENDO EN CUENTA LA NORMATIVIDAD

COLOMBIANA VIGENTE PARA EL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LA CALIDAD DEL FERTILIZANTE ORGANOMINERAL OBTENIDO **136**

8.3 CONCLUSIONES SOBRE EL ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL LICOR MIXTO COMO SEMILLA PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL A PARTIR DEL TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL **137**

9. RECOMENDACIONES **138**

10. BIBLIOGRAFÍA **138**

ANEXOS **154**

LISTA DE FIGURAS

pág.

Figura 1 Mapa Vosviewer concurrencia palabras clave ecuación de búsqueda *web of sicience* [struvite precipitation] OR [eco-friendly fertilizer] OR [municipal wastewater] 7

Figura 2 Esquema las diferentes configuraciones del tren de tratamiento de agua residual 13

Figura 3 Esquema componentes de un sistema lodos activados modalidad aireación extendida 15

Figura 4 Fases de formación de la estruvita a pH constantes 18

Figura 5 Reactor agitado discontinuo (BSR) 19

Figura 6 Reactor de lecho fluidizado discontinuo (FBR) 20

Figura 7 Ubicación de la planta de tratamiento de agua residual de la Universidad Autónoma de Occidente y punto de muestreo 26

Figura 8 Configuración del reactor de cristalización. 27

Figura 9 Dimensiones del reactor de cristalización 28

Figura 10 Esquema metodológico 29

Figura 11 Esquema configuración ensayo preliminar para definición de las condiciones operacionales proceso de cristalización 31

Figura 12 Esquema configuración ensayo preliminar definición de las condiciones operacionales para proceso cristalización con las condiciones de mezcla ARC:L.M 34

Figura 13 Diseño experimental para los ensayos de cristalización 36

Figura 14 Representación general diagrama de cajas en Programa-R studio 37

Figura 15 Puntos de muestreo para el agua residual (ARC) y semilla el licor mixto lodos activados. **42**

Figura 16 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con ARC. **65**

Figura 17 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con una dosis de 165 mg.L^{-1} **65**

Figura 18 Comportamiento de la Turbiedad (NTU) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 mg.L^{-1}) **74**

Figura 19 Comportamiento del color (Pt-Co) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 mg.L^{-1}) **74**

Figura 20 Comportamiento de fósforo (PO_4^{-3} mg/L) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 mg.L^{-1}) **75**

Figura 21 Eficiencia del proceso de precipitación química (% Remoción) a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 mg.L^{-1}) **75**

Figura 22 Resumen de las principales estructuras observadas en el fertilizante organomineral **79**

Figura 23 Comportamiento del Nitrógeno en el efluente o sobrenadante de proceso **86**

Figura 24 Comportamiento del Fósforo en efluente o sobrenadante de proceso **88**

Figura 25 Comportamiento de Dureza en efluente o sobrenadante de proceso **89**

Figura 26 Comportamiento de Sólidos en el efluente o sobrenadante de proceso **91**

Figura 27 Comportamiento de materia orgánica en efluente o sobrenadante de proceso **94**

Figura 28 Comportamiento de Alcalinidad Total en efluente o sobrenadante de proceso **95**

Figura 29 Comportamiento de pH en efluente o sobrenadante de proceso **96**

Figura 30 Comportamiento de Calcio y magnesio disuelto en efluente o sobrenadante de proceso **98**

Figura 31 Desempeño del Nitrógeno en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **104**

Figura 32 Desempeño de Fósforo en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **105**

Figura 33 Desempeño de Dureza en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **106**

Figura 34 Desempeño de sólidos en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **107**

Figura 35 Desempeño de materia orgánica en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **108**

Figura 36 Desempeño de Alcalinidad en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **109**

Figura 37 Desempeño de pH en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **110**

Figura 38 Desempeño de Calcio y magnesio disuelto en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **111**

Figura 39 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con la condición de mezcla ARC: L.M **116**

Figura 40 Micrografías de microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectros de la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDS) correspondiente al fertilizante organomineral de la condición de mezcla 65:35 (M4). 120

Figura 41 Difractograma - Muestra lodo obtenido de la condición mezcla M4 (65:35). 123

Figura 42 Gráfico histograma y Gráfico cuantil-cuantil (QQ) – cumplimiento del supuesto de normalidad 135

LISTA DE TABLAS

pág.

Tabla 1 Plantas de tratamiento de agua residual a escala piloto con procesos de recuperación de nutrientes 11

Tabla 2 Composición típica de agua residual municipal (en g/m^3) 14

Tabla 3 Contenido típico de nutrientes en aguas residuales municipales (en g/m^3) 16

Tabla 4 Uso de semillas para la cristalización en el proceso de recuperación de nutrientes 21

Tabla 5 Variables fisicoquímicas para la caracterización del agua residual y el licor mixto 29

Tabla 6 Condiciones operacionales ensayo preliminar 32

Tabla 7 Dosificación de reactivo y valor de pH óptimo para el ensayo preliminar 32

Tabla 8 Variables respuesta ensayo preliminar proceso cristalización 32

Tabla 9 Dosificación de reactivo y condición de mezcla ARC:L.M 33

Tabla 10 Condición operacional del reactor cristalización para la obtención del fertilizante organomineral 35

Tabla 11 Condiciones de mezcla para los ensayos en el reactor de cristalización 35

Tabla 12 Variables de respuesta de proceso de precipitación química- 36

Tabla 13 Variables de respuesta de proceso de cristalización para la obtención fertilizante organomineral 38

Tabla 14 Técnica óptica de referencia para la determinar la influencia de la semilla para producción del fertilizante organomineral 38

Tabla 15 Estadísticos de prueba y condición para su aplicación **40**

Tabla 16 Cálculo de las alícuotas de las muestras compuestas de ARC **43**

Tabla 17 Parámetros *in situ* para ARC **44**

Tabla 18 Parámetros *in situ* para Licor Mixto **46**

Tabla 19 Parámetros de fisicoquímicos de ARC **50**

Tabla 20 Parámetros de fisicoquímicos de Licor mixto (L.M) **55**

Tabla 21 Prueba de sedimentabilidad – IVL **59**

Tabla 22 Calidad afluente y efluente ensayo preliminar proceso de cristalización con las dosis optimas seleccionada **60**

Tabla 23 Eficiencias ensayo preliminar proceso de cristalización con las dosis óptimas seleccionadas **61**

Tabla 24 Calidad del afluente del proceso de precipitación química para los ensayos preliminares con condiciones de mezcla ARC: L.M **69**

Tabla 25 Calidad del efluente del proceso de precipitación química para los ensayos preliminares con condiciones de mezcla ARC:L.M **70**

Tabla 26 Eficiencias ensayo preliminar proceso de cristalización condiciones de mezcla ARC:L.M **72**

Tabla 30 Resumen de calidad del efluente o sobrenadante de proceso para ensayo experimental variación de semilla ARC: L.M **82**

Tabla 31 Resumen Afluente del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **99**

Tabla 32 Resumen desempeño de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M – Afluente y Efluente. **101**

Tabla 33 Composición elemental (%peso/peso) arrojada por el espectroscopio de rayos x de energía dispersiva (EDS)- condición mezcla 65-35 **121**

Tabla 34 Muestra los minerales identificados en la muestra con el tratamiento amorfo **123**

Tabla 35 Muestra los minerales identificados en montaje en polvo **124**

Tabla 36 Volumen fertilizante organomineral obtenido proceso precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M **127**

Tabla 37 Datos experimentales para realizar los estadísticos de prueba **129**

Tabla 38 Información para la validación estadística en el software R-studio **130**

Tabla 39 Resultados de los estadísticos de prueba – calidad del efluente de proceso (% remoción) **131**

Tabla 39 Microscopia óptica del Ensayo preliminar de precipitación química con la condición de mezcla ARC:L.M **154**

LISTA DE ANEXOS

pág.

Anexo A. se presenta la siguiente tabla con las micrografías del análisis de la microscopia óptica correspondientes al ensayo preliminar con la condición de la mezcla ARC: L.M **154**

Anexo B. Libro de cálculo en Excel – Caracterización ARC-L.M- Ensayo exp 31-03-2025 **169**

Anexo C. Análisis cinético para las corridas experimentales- Corrida Exp ARC $MgCl_2$ JM, JT, M **169**

RESUMEN

La recuperación de nutrientes a partir de agua residual, es un área de la investigación que se ha expandido no solo por los impactos negativos asociados a la descarga de agua residual con alto contenido de nutrientes, sino también debido a la necesidad emergente de una fuente alternativa de fósforo como materia prima para la industria, principalmente en la agroindustria para la producción de fertilizantes dado que su proyección de escasez pone en riesgo la seguridad alimentaria. Es así como este trabajo de grado analizó la viabilidad técnica del proceso de cristalización como tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal para la producción de un fertilizante organomineral.

El trabajo de grado contó con una etapa experimental a escala laboratorio en la cual se establecieron las condiciones operacionales como la dosis (165 mg. L^{-1} de $MgCl_2$) y el pH de proceso (9,7 unidades) para la obtención del fertilizante organomineral y a su vez se evaluó la influencia del licor mixto como semilla bajo las diferentes condiciones de mezcla ARC: L.M (90:10, 80:20, 70:30 y 65:35). Como variables de respuesta para establecer la viabilidad de la producción del fertilizante organomineral, se tomaron las características fisicoquímicas del efluente del proceso (agua residual tratada), teniendo en cuenta aspectos para el vertimiento y reúso de agua residual, las eficiencias de reducción de fósforo medido como ortofosfatos (PO_4^{-3}), nitrógeno medido como nitrógeno total (N_{Total}) y nitrógeno amoniacal total (NAT), materia orgánica disuelta medida como color y materia orgánica particulada medida como turbiedad. Así mismo, se tomaron las características estructurales del lodo obtenido (fertilizante organomineral), teniendo en cuenta su morfología y tamaño.

Con relación a la calidad del efluente se obtuvieron concentraciones de PO_4^{-3} que variaron entre 10 y 16 mg. L^{-1}, de N_{Total} entre 32 y 78 mg. L^{-1}, NAT entre 26 y 77 mg. L^{-1}, de color entre 480 y 980 Pt-Co y la turbiedad entre 18 y 90 UNT. En cuanto a las eficiencias de reducción se encontraron valores generales para las diferentes variables que variaron entre 10 y 93 %, observándose las eficiencias más elevadas para las variables de materia orgánica particulada (turbiedad) y materia orgánica disuelta (color) para las cuales se reportaron valores de reducción que superaron el 85% ; no obstante, también se presentaron ensayos en los cuales las eficiencias de reducción de nutrientes fueron negativas, lo cual logró asociarse con la formación de pequeños cristales de baja sedimentabilidad que afectaban la concentración del efluente, especialmente en los ensayos sin uso de licor mixto como semilla.

Respecto a las características estructurales del fertilizante organomineral obtenido, el análisis mediante microscopía óptica, SEM-EDS y Difracción de rayos X, mostró que el lodo presentó partículas cristalinas con morfologías cruciforme, de varillas y partículas amorfas, asociadas a la presencia de Zincita, Calcita y Silicato con potencial uso industrial y agrícola. Así mismo se observó que para los ensayos realizados sin adición de semilla se alcanzaron tamaños de partículas cristalinas que variaron entre 1,85 µm y 2,43 µm, mientras que para los ensayos con adición de semilla alcanzaron tamaños que variaron entre 2,55 µm y 3,26 µm.

Los resultados generales mostraron la viabilidad de producción del fertilizante organomineral usando agua residual y licor mixto como semilla, lo cual tuvo un efecto positivo en el proceso promoviendo la formación de minerales con potencial de aplicación en suelo, aportando iones como calcio (Ca^{+2}) y un mayor desempeño del proceso en la eliminación de la fase acuosa de variables fisicoquímicas como el fósforo, turbiedad, color y nitrógeno amoniacal, con relación a procesos realizados en proyectos de investigación similares. Del mismo modo se destaca que la condición de mezcla de AR: LM de 65:35 en el proceso de precipitación química presentó el mejor desempeño con relación a las otras condiciones de mezcla evaluadas, ya que para esta condición se obtuvieron eficiencias de reducción de 38% de fósforo (PO_4^{-3}), 20% de NAT, 93% de turbiedad y 83% de color.

Palabras clave: Fertilizante Organomineral, Agua Residual, Tratamiento Fisicoquímico, Cristalización, Semilla, Recuperación de Nutrientes, Licor Mixto, Estruvita, Calcita, Silicato, Óxido de Zinc, Zincita

ABSTRACT

Nutrient recovery from wastewater is an area of research that has expanded not only due to the negative impacts associated with the discharge of wastewater with high nutrient content, but also due to the emerging need for an alternative source of phosphorus as a raw material for industry, mainly in agroindustry for the production of fertilizers, given that its projected scarcity puts food security at risk. Thus, this thesis analyzed the technical feasibility of the crystallization process as a physicochemical treatment of municipal wastewater for the production of an organomineral fertilizer.

The thesis included a laboratory-scale experimental stage in which operational conditions such as the dosage (165 mg L-1 of MgCl2) and the process pH (9.7 units) for obtaining the organomineral fertilizer were established. The influence of the mixed liquor as seed was also evaluated under different ARC:L.M mixing conditions (90:10, 80:20, 70:30, and 65:35).

As response variables to determine the viability of organomineral fertilizer production, the physicochemical characteristics of the process effluent (treated wastewater) were taken into account, taking into account aspects for wastewater discharge and reuse, the reduction efficiencies of phosphorus measured as orthophosphates (PO_4^{-3}), nitrogen measured as total nitrogen (TN) and total ammonia nitrogen (TAN), dissolved organic matter measured as color, and particulate organic matter measured as turbidity. Likewise, the structural characteristics of the sludge obtained (organomineral fertilizer) were taken into account, taking into account its morphology and size.

Regarding effluent quality, PO_4^{-3}concentrations ranged between 10 and 16 mg. L^{-1}, with a TN content between 32 and 78 mg L-1, a TAN content between 26 and 77 mg L-1, color between 480 and 980 Pt-Co, and turbidity between 18 and 90 NTU. Regarding reduction efficiencies, general values for the different variables ranged from 10 to 93%, with the highest efficiencies observed for the particulate organic matter (turbidity) and dissolved organic matter (color) variables, for which reduction values exceeding 85% were reported. However, there were also trials in which nutrient reduction efficiencies were negative, which was associated with the formation of small crystals with low settling capacity that affected the effluent concentration, especially in trials without the use of mixed liquor as seed. Regarding the structural characteristics of the organomineral fertilizer obtained, analysis using optical microscopy, SEM-EDS, and X-ray diffraction showed that the sludge presented crystalline particles with cruciform,

rod, and amorphous morphologies, associated with the presence of zincite, calcite, and silicate with potential industrial and agricultural use. It was also observed that for the tests carried out without the addition of seeds, crystalline particle sizes ranged from 1.85 μm to 2.43 μm, while for the tests with the addition of seeds, they reached sizes ranging from 2.55 μm to 3.26 μm. The overall results demonstrated the viability of producing the organomineral fertilizer using wastewater and mixed liquor as seed. This had a positive effect on the process, promoting the formation of minerals with potential for soil application. It also contributed ions such as calcium (Ca^{+2}) and improved process performance in removing physicochemical variables such as phosphorus, turbidity, color, and ammonia nitrogen from the aqueous phase compared to processes carried out in similar research projects. Similarly, it is highlighted that the 65:35 WW:ML mixing condition in the chemical precipitation process presented the best performance compared to the other mixing conditions evaluated, since this condition achieved reduction efficiencies of 38% phosphorus (PO4-3), 20% TNA, 93% turbidity, and 83% color.

Keywords: Organomineral fertilizer, Wastewater, Physicochemical treatment, Crystallization, Seed, Nutrient recovery, Mixed liquor, Struvite, Calcite, Silicate, Zinc oxide, Zincite.

INTRODUCCIÓN

La problemática asociada con la gestión del agua residual a nivel mundial ha ido en aumento. Se estima que más del 80% de las aguas residuales producto de las actividades antrópicas se vierten a los cuerpos de agua sin ningún tratamiento (ONU, 2022). En Colombia, acorde con el "Plan nacional de manejo de aguas residuales municipales", los vertimientos de aguas residuales se han incrementado debido a los vertimientos puntuales, ya que solo el 54,30% de las aguas residuales generadas cuentan con algún tratamiento (Minvivienda,2022), siendo los problemas de contaminación asociados principalmente al exceso de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno que promueven los procesos de eutrofización y desequilibrio de los ecosistemas acuáticos.

Por otro lado, el crecimiento poblacional a nivel mundial ha incrementado la demanda de recursos, principalmente del agua para cubrir la demanda de alimentos, puesto que el sector agrícola es el mayor consumidor al extraer alrededor del 70% del agua dulce para el riego (UNESCO, 2017). Esto, sumado al crecimiento del sector agrícola ha llevado a la sobreexplotación de la roca fosfórica debido a que el fósforo es fácilmente fijado al suelo, siendo un factor limitante en la agricultura. Se estima que el 90% del fósforo extraído como fosfato de rocas es destinado para la producción de fertilizantes ocasionando agotamiento de fosfatos de alta calidad, por lo que el suministro mundial podría agotarse en menos de 70 años (Kataki *et al*., 2016).

Actualmente, el agua residual se concibe como un recurso valioso del cual se pueden recuperar elementos. Por consiguiente, una tendencia importante de las plantas de tratamiento de agua residual convencional es migrar a procesos más sostenibles que contemplen la incorporación de procesos de recuperación de energía y recursos valiosos, como la recuperación de nutrientes y su reúso como fertilizantes, siendo la cristalización de estruvita (Hexahidrato de fosfato de magnesio y amonio ($MgNH_4PO_4.6H_2O$)) uno de los métodos más empleados para la recuperación de fósforo de las aguas residuales debido a las propiedades fisicoquímicas de este mineral (Chandrasekaran *et al*., 2020).

La estruvita recuperada de aguas residuales tiene concentraciones más bajas de metales como cadmio, en comparación con otros fertilizantes de fósforo sintéticos (Ravi *et al*., 2022); sin embargo, en estudios realizados para la recuperación de nutrientes a partir del agua

residual municipal, se encontró que la precipitación química para la formación de cristales de estruvita puede ser compleja debido a que se puede presentar la formación de pequeños cristales (Vásquez *et al*., 2022) asociado a procesos incipientes de nucleación primaria que no dan paso a la formación de cristales de gran tamaño, por lo que la incorporación de una semilla puede favorecer la nucleación secundaria, haciéndola más estable para promover el crecimiento del cristal (Pastor, 2008).

En este trabajo de grado se analizó la viabilidad técnica del proceso de cristalización como tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal para la producción de un fertilizante organomineral. El trabajo de grado fue realizado en el marco del proyecto "Gestión circular del agua: valorización y aprovechamiento de aguas residuales domésticas generadas en el campus universitario UAO (Plan Táctico UAO) Código: 22INTER-412" a cargo del grupo de investigación Modelado, Análisis y Simulación de Procesos Ambientales e Industriales (PAI+) y contó con el apoyo del grupo de investigación en Saneamiento Ambiental de Instituto Cinara de la Universidad del Valle.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Actualmente, existen dos problemáticas que están interrelacionadas, una asociada con la gestión del agua residual y su impacto sobre los ecosistemas acuáticos, y otra con la utilización de fósforo para las actividades agroindustriales que genera impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres. En los últimos años la gestión del recurso hídrico se ha enfrentado a grandes desafíos, los cuales están asociados entre otros aspectos, al desmesurado crecimiento poblacional y al desarrollo industrial, que juntos han incrementado la demanda del recurso y con ello la problemática asociada a la contaminación de las fuentes hídricas debido a vertimientos sin adecuado tratamiento, principalmente los derivados de prácticas agrícolas y ganaderas que contribuyen al incremento de los niveles de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno en los cuerpos de agua y en el suelo (Zheng *et al*., 2018,). En el caso del Valle del Cauca, se han evidenciado casos muy complejos, como el de la Laguna de Sonso, uno de los espejos lagunares más grandes del sur occidente colombiano, en el cual la alta concentración de fósforo, derivado de la descarga de aguas residuales sin adecuado tratamiento, ha promovido los procesos de eutrofización que afectan los servicios ecosistémicos y con ello la economía de la comunidad aledaña (CVC, 2013).

La alta concentración de nutrientes promueve procesos de eutrofización que alteran la biota, afectan la diversidad biológica e inhiben los procesos de fotosíntesis que disminuyen el oxígeno libre, aumentando la actividad metabólica que propicia un ambiente anaerobio que afecta la calidad del agua (Moreno *et al*., 2010). En consecuencia, existen altas concentraciones de fósforo (P) en las fuentes superficiales que provienen de la industria y las prácticas agrícolas; el sector agrícola cuenta con el mayor desperdicio de fósforo, ya que se estima que del fósforo (P) total extraído, el 46% se pierde en los procesos de erosión y escorrentía del suelo, por consiguiente el contenido de fósforo en las fuentes superficiales se ha incrementado hasta en un 75% debido a la contaminación por fuentes puntuales y difusas (Rittman citado por Tejas y Sabumon, 2021); por otro lado, las aguas residuales domésticas aportan un 24% de la concentración de nutrientes de los cuerpos de agua, debido a que los procesos de tratamiento convencional no alcanzan una alta remoción de nutrientes o en algunos casos estos sistemas son inexistentes (Vasconcelos, 2013).

Otro aspecto relevante frente al uso de nutrientes está asociado con la obtención del fósforo, ya que su fuente de suministro son los suelos, lo cual ha causado que las reservas de fosfato de alta calidad estén disminuyendo por su alta demanda y constante extracción. Debido a que, el fósforo (P) es uno de los nutrientes limitantes para los cultivos, sin el fósforo la vida vegetal no se podría desarrollar debido al papel que cumple dentro de los procesos de transferencia de energía, en los componentes genéticos y la fotosíntesis, siendo una de las principales materias primas para la producción de fertilizantes (Tejas y Sabumon, 2021). La industria demanda cerca del 80% del fósforo extraído globalmente, la elaboración de detergentes el 12%, la industria alimentaria el 5% y la industria tecnológica demanda cerca del 3% (Kataki *et al*., 2016). Además, la actual guerra entre países como Rusia y ucrania ha generado un impacto negativo en la cadena de suministro; ya que cubren alrededor del 12% de los requerimientos a nivel mundial, al ser los principales exportadores agrícolas de productos como: trigo, maíz y el aceite de girasol. Por otro lado, Rusia es el principal exportador mundial de fertilizantes, lo cual ha provocado un aumento del 34% en los costos de los alimentos y más del doble de los precios de los fertilizantes acorde con la FAO afectando la seguridad alimentaria mundial (Priyadarshi *et al*., 2023).

Por estos aspectos es necesario que los lineamientos de la gestión integral del agua residual contemplen la implementación de tecnologías que permitan el reúso y recuperación de nutrientes, entendiendo que el agua residual es un recurso valioso del cual se puede

aprovechar el agua, la energía y los sólidos (Banco Mundial, 2020). La recuperación de recursos es la alternativa de gestión más sostenible; en especial, la recuperación de nutrientes al capturar y reciclar el fósforo en forma de sales como la estruvíta ($MgNH_4PO_4.6H_2O$) al ser una de las mejores opciones de fertilizante clasificado como fertilizante ecológico debido a la lenta tasa de liberación de P al suelo (Tejas y Sabumon, 2021) y de acuerdo con Ye *et al*. (2014) es priorizado por contener un nivel de impureza más bajo que el de otros fertilizantes con fosfato. Entre las alternativas para la recuperación de nutrientes se encuentran los procesos de precipitación química, los cuales son ampliamente aplicados para la recuperación de fosfato debido a que son altamente estables, eficientes, fáciles de operar y son los más viables para la integración a sistemas de tratamiento existentes como aquellos que están en proceso de diseño y construcción (Ye *et al*., 2017), donde el lodo rico en minerales generado a partir de los procesos de precipitación química del agua residual municipal puede ser empleado como un fertilizante organomineral (Vásquez *et al*., 2021).

Por consiguiente, el proceso de precipitación química para la recuperación de nutrientes puede ser adaptado a línea de agua de los sistemas de tratamiento convencional de agua residual municipal como los lodos activados, disminuyendo la carga de nutrientes sobre las fuentes hídricas (Wei *et et al.,* 2022). En el proceso de precipitación química a partir del agua residual, se ha identificado la necesidad de incorporar una semilla para favorecer la nucleación en la etapa de cristalización, que sea el soporte para el crecimiento del cristal (Vásquez *et al*., 2022). El licor mixto proveniente de la digestión aerobia del agua residual, es la mezcla de floc biológico y el agua residual tratada rica en nutrientes con una concentración de SSVLM de 2000-3000 mg/L (Castillo *et al*., 2011). El licor mixto puede ser considerado como una semilla potencial para el proceso de precipitación química para la recuperación de nutrientes en la línea del agua, debido a que puede aportar sólidos como soporte para la formación de núcleos y reduce costos operativos asociados a materias primas, como en el caso de emplear semillas externas para la cristalización.

2. JUSTIFICACIÓN

Los diferentes problemas asociados con la alta carga contaminante, la afectación del recurso hídrico, producto de la gestión insuficiente o inadecuada del agua residual y el agotamiento de las fuentes disponibles de fosfatos que amenazan la producción de alimentos (Bradford *et al*., 2015), hacen que la recuperación de fósforo del agua residual se perfile como una fuente

alternativa sostenible de fosfatos, en donde se genera un subproducto de valor agregado como la estruvita, a la vez que se disminuye el riesgo potencial de la eutrofización y se mantiene la seguridad alimentaria (Omidire y Brye, 2022).

El método más empleado para la recuperación de fósforo depende principalmente de la infraestructura de la planta de tratamiento de aguas residuales; sin embargo, la cristalización de estruvita es uno de los principales métodos utilizados para recuperar el fósforo de las aguas residuales debido a las propiedades fisicoquímicas del mineral (Li *et al*., 2019 citado por Shaddel *et al*., 2020). La precipitación química para la recuperación de fosfatos a partir del agua residual municipal es uno de los procesos prometedores para la cristalización de estruvita, al acoplarse a sistemas de tratamiento convencional y alcanzar eficiencias en la remoción de nutrientes de 87,5% y el 59,3% se logra recuperar como sales de fosfato (Zou y Wang, 2016). Así mismo, la incorporación de una semilla con mayor concentración de fósforo, puede favorecer la relación molar N: P y por tanto la nucleación y el crecimiento de los cristales, acorde con Masindi *et al*. (2022). Los fertilizantes fosforados, como los fertilizantes ricos en estruvita, cuentan con una ventaja en relación con fertilizantes convencionales al tener una tasa de liberación lenta al suelo, debido a su composición y su baja solubilidad en agua que resulta en una mejor absorción para las plantas y una reducción de la escorrentía siendo un fertilizante más sostenible (Shaddel *et al*., 2020).

En Colombia, la Política de Economía Circular en la Gestión de los Servicios de Agua Potable y Manejo de Aguas Residuales (DNP, 2020) establece la necesidad de que se desarrolle un modelo de gestión integral, en el que se involucre el control de los vertimientos, el tratamiento y el reúso de aguas residuales que permitan un avance hacia la economía circular y así dar cumplimiento a los objetivos de desarrollo sostenible. Por otro lado, la Misión Internacional de Sabios buscó dar respuesta a los desafíos productivos y sociales de manera escalable, replicable y sostenible. Bajo esta perspectiva, este proyecto aporta al desarrollo de nuevos procesos de tratamiento dentro una gestión integral de agua residual reduciendo los impactos generados por el incremento en la extracción de recursos naturales no renovables como la roca fosfórica, así como una fuente alternativa a la actual escasez de fertilizantes, a la vez que se disminuye la contaminación asociada al exceso de nutrientes en cuerpos hídricos por los vertimientos de agua residual doméstica. que si bien tienen potencial de recuperación es necesario potencializar su concentración para poder recuperar una cantidad que permita un mejor aprovechamiento y es así como el uso de licor mixto de lodos activados como semilla

para la cristalización y la obtención de un fertilizante organomineral resulta una alternativa técnica idónea para incrementar las eficiencias del proceso.

3. ANTECEDENTES

Las diferentes tecnologías de tratamiento del agua residual han sido diseñadas para la remoción de contaminantes, principalmente sistemas enfocados en la remoción de materia orgánica y sólidos; sin embargo, el interés en la eliminación de nutrientes cada vez es más creciente en los sistemas tratamiento del agua residual debido al impacto que tienen sobre el recurso hídrico al alterar el ecosistema acuático, dado que el vertimiento de aguas residuales ricas en nitrógeno (N) y fósforo (P) promueve los procesos de eutrofización que fertilizan las aguas naturales con sustancias nutritivas en formas asimilables de nitrógeno y fósforo que produce un acelerado crecimiento de algas y plantas acuáticas, generando una disminución de los niveles de oxígeno disuelto y condiciones adversas para los ecosistemas acuáticos; por tal motivo, las tecnologías de tratamiento del agua residual han acoplado diferentes sistemas para una mayor remoción de nutrientes como diferentes sistemas biológicos (Ramos *et al*., 2017).

Por otro lado, la gestión integral del agua residual ha tomado un enfoque orientado más hacia la recuperación de nutrientes que hacia la eliminación de nutrientes, como se observa en la Figura 1, en el clúster de color verde como la investigación relacionada con la recuperación de nutrientes ha generado un interés hacia los procesos de recuperación de fósforo a partir del agua residual, en forma de sales como la estruvita, mediante procesos como la precipitación química; el clúster de color rojo indica cómo tiene relación en la eficiencia del proceso el tamaño de la estruvita para sus posibles usos y por último el clúster azul evidencia el potencial uso de la estruvita como fertilizante. Acorde con el mapa bibliométrico, se resalta la importancia de realizar estudios orientados a mejorar las eficiencias de los procesos de recuperación de fósforo en forma de estruvita a partir del agua residual al tener un uso potencial como eco-fertilizante o fertilizante organomineral.

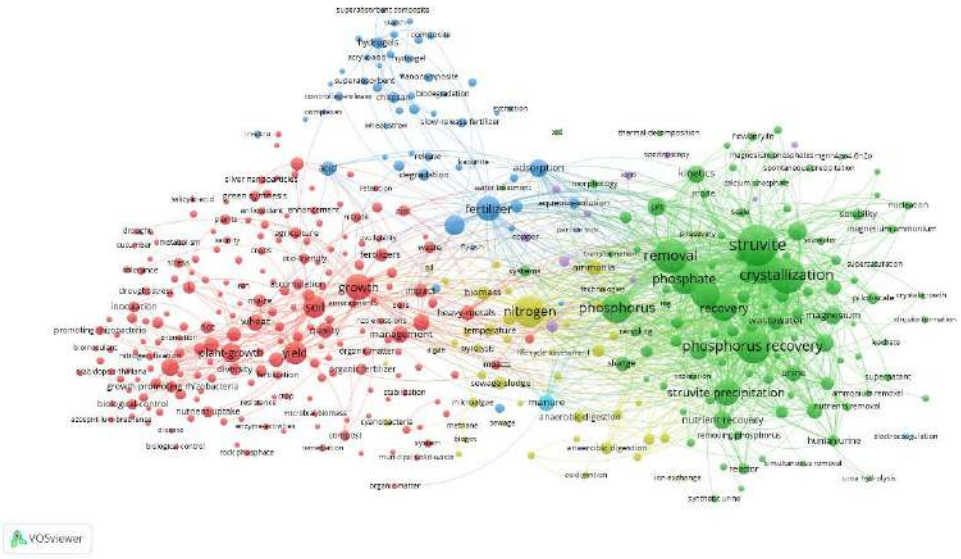


Figura 1 Mapa Vosviewer concurrencia palabras clave ecuación de búsqueda *web of sicience* [struvite precipitation] OR [eco-friendly fertilizer] OR [municipal wastewater]

A continuación, se presentan de manera general las tecnologías para la reducción de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno en el agua residual y los procesos que han sido acoplados a las tecnologías convencionales para la recuperación de nutrientes.

3.1 REDUCCIÓN DE NUTRIENTES DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

Los procesos biológicos en el tratamiento de agua residual se han dirigido principalmente a la remoción de materia orgánica y sólidos. Los efectos negativos que causan a los cuerpos receptores nutrientes como el fósforo (P) y el nitrógeno (N) y la acelerada eutrofización de lagos y embalses a la vez que se disminuye la concentración de oxígeno disuelto, y se forman compuestos de nitrógeno (N) como el amoníaco (NH_3) y nitritos (NO_2) potencialmente tóxicos para la vida acuática, han acelerado la incorporación de diferentes procesos biológicos dentro del tren de tratamiento de agua residual municipal, con el fin de lograr una remoción de nutrientes (N y P) (Saldarriaga *et al*., 2011).

Los reactores discontinuos secuenciales (SBR) son una tecnología de tratamiento versátil operada sobre la base de la tecnología de lodos activados en una secuencia de ciclos de llenado y vaciado, donde se incluye la eliminación biológica de nutrientes, en fases de tratamiento anaerobio, aerobio, anóxico o la combinación de los tres y finalmente, se tiene la sedimentación. Los SBR han demostrado buenos resultados en la eliminación de nutrientes

donde el proceso de nitrificación es realizado por bacterias nitrificantes autótrofas y el fósforo se acumula en la biomasa celular, donde la remoción de fósforo en estos sistemas puede alcanzar valores de 90% (Muñoz y Ramos, 2014). Las ventajas de los procesos biológicos sobre otras tecnologías de tratamiento del agua residual son el bajo costo y sus condiciones de operación (anaerobio, anóxico y aerobio) que pueden ser modificadas para favorecer la eliminación de los contaminantes presentes (materia orgánica, sólidos y nutrientes); en el caso de la eliminación de nutrientes, las bacterias que interactúan en el proceso logran eficiencias de remoción N y P de 85% , por su capacidad de acumular el fósforo disponible en forma de polifosfato intracelular (Saldarriaga *et al*., 2011).

Por otro lado, acorde con Morales *et al*. (2013), la tecnología de humedales artificiales suele ser empleada para zonas rurales debido al bajo costo de operación, fácil manejo y su eficiencia en la eliminación de materia orgánica y nutrientes, ya que alcanzan remociones de 95% y 60% respectivamente, para una configuración de humedales en flujo subsuperficial con especies ornamentales como *Zantedeschia aethiopica, Canna spp. e Iris spp.* De manera que se han desarrollado diferentes procesos de tratamiento para la eliminación de nutrientes, que, si bien cuentan con ventajas en la operación y bajo costo, no contemplan la integración de procesos que no solo eliminan los nutrientes, sino que permitan su reúso, entendiendo que es necesario la incorporación de estos procesos dentro de la gestión integral de agua residual (p.37).

3.2 RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES A PARTIR DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

El fósforo es un recurso no renovable esencial para la vida de diversos organismos, también es usado a nivel industrial para la fabricación de fertilizantes, refrescos, productos farmacéuticos y biomateriales; sin embargo, las reservas globales de fosfatos extraídos de la roca fosfórica son limitados lo que aumenta la dependencia de la cadena de suministro y el impacto en la seguridad alimentaria, por lo que es necesario buscar otras fuentes de fosfatos más sostenibles, las aguas residuales son fuentes ricas en nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, por lo cual los procesos de tratamiento convencional están en transición hacia procesos que permitan las recuperación de estos nutrientes y no solo para su eliminación (Kannan *et al*., 2023).

La precipitación química es un proceso que suele ser acoplado a los sistemas de tratamiento biológico, debido a que es un proceso efectivo para la eliminación de fósforo (P). El cloruro de magnesio ($MgCl_2$) y el sulfato de magnesio ($MgSO_4*6H_2O$) son las sales que suelen emplearse

en la precipitación química para la recuperación de estruvita como fuente primarias de magnesio (Mg^{2+}), que permite la remoción de fósforo y nitrógeno, alcanzando unas concentraciones muy bajas en los efluentes de tratamiento; por tal motivo, es uno de los procesos más utilizados para la recuperación de nutrientes, ya que al adicionar sales de hierro, magnesio y calcio, se forman precipitados minerales como la estruvita, fosfatos de calcio como la hidroxiapatita (HAP), brushita y fosfatos de calcio amorfo. En el caso de la estruvita recuperada cuenta con un gran potencial para la fabricación de fertilizantes fosfatados o fertilizantes organominerales (Kannan *et al*., 2023).

La estruvita tiene una tasa de liberación lenta en comparación con los fertilizantes químicos tradicionales, por lo cual evita que el cultivo se queme y se presente una pérdida de nutrientes a través de la lixiviación y la escorrentía superficial, además, el acople de procesos de precipitación química para la recuperación de estruvita en una planta de tratamiento puede amortiguar los costos, ya que es un producto deseado en la industria de los fertilizantes y en las plantas de tratamiento con altas concentraciones de fosfato y nitrógeno amoniacal, lo que hace rentable este proceso rentable (Wua y Vaneeckhaute, 2022). Teniendo en cuenta que la precipitación química es una alternativa atractiva debido a que los nutrientes podrían ser recuperados a partir de los precipitados y ser empleados como fertilizantes, Dong *et al*. (2022) evaluaron la recuperación de fosfato y amoníaco de aguas residuales a través de la precipitación química de estruvita y recuperaron el 99,6 % de fosfato y el 98,2 % de amoníaco, con estos valores el efluente del proceso alcanzó a cumplir estándares límites permisibles y los precipitados obtenidos podrían reutilizarse para el sector agrícola.

3.3 APLICACIÓN DE PROCESOS DE RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

En los últimos años la configuración de los sistemas de tratamiento de agua residual de una EDAR o una PTAR, han desarrollado nuevos procesos más sostenibles que permitan el aprovechamiento de los subproductos de proceso, así como el incremento en la remoción de contaminantes de interés como los nutrientes (N y P), debido a su efectos en el medio ambiente al encontrarse en unas altas concentraciones, por tal razón se han investigado diversas tecnologías para la recuperación de nutrientes a partir de agua residual.

El fósforo presente en las aguas residuales representa un recurso renovable importante por lo cual ambientalmente debe recuperarse y para ello existen una variedad de tecnologías para la

reducción y recuperación de P (fósforo) de las aguas residuales en las que se incluye la precipitación química, la eliminación biológica de fósforo, la cristalización y nuevos enfoques de precipitación química; la recuperación de fósforo en forma de estruvita por medio de la cristalización es la solución más sostenible debido a la baja producción de residuos al ser un pretratamiento rápido, eficiente para la eliminar P y reducir el N (nitrógeno) de las aguas residuales (Aquileos *et al*., 2022). las tecnologías industrialmente aplicadas se dividen en tres categorías: fase acuosa (sobrenadante de digestor, efluentes sistema biológico), lodos y cenizas y se ha reportado en condiciones operativas reales que la cristalización mediante precipitación química puede eliminar de 6 mg/L de P a 45 mg/L de P con un pH de 8,7 (Egle *et al*. 2016, citado por Aquileos *et al*.,2022).

Las empresas que actualmente están implementado dentro del tratamiento de agua residual diferentes tecnologías para la recuperación de nutrientes son: REM-NUT, Ostara, PRISA, Gifhorn, Stuttgart y LOPROX; donde logran obtener estruvita como producto final del proceso con un contenido de fosforo del 10 -12 %, el cual presenta una eficiencia de absorción de las plantas similar a la de los fertilizantes comerciales en suelos ácidos y parcialmente en suelos alcalinos, el reactor de cristalización de lecho fluidizado de Ostara es la tecnología más sostenible para la precipitación química de la estruvita (Kratz *et al*., 2010, citado por Aquileos *et al*.,2022).

Por otro lado, en el estudio de Aquileos *et al*. (2022) se presenta un ejemplo potencial, la planta de tratamiento de agua residual de Budds Farm (PTAR) a cargo de Southern Water (SW) en Inglaterra, donde se tratan las aguas residuales domésticas de Portsmouth, Havant, Hayling Island, Cosham, Paulsgrove, Waterlooville, Horndean y Hambledon, con una capacidad 109.000 m^3/día; dada la configuración del sistema al contar con un tratamiento biológico, la cristalización controlada es la tecnología de recuperación de P más robusta y prometedora para la formación de estruvita empleando un reactor de lecho fluidizado, acorde con la evaluación económica del sistema se recuperaría la inversión en un periodo menor a 10 años, considerando el incremento de los costos futuros de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas con los fertilizantes; la viabilidad económica y los períodos de recuperación variarán según las circunstancias, pero se recomienda que los operadores de EDAR a nivel mundial consideren instalar un reactor de cristalización en las plantas apropiadas.

Así mismo, en el estudio realizado por Patyal *et al*. (2023) se han evidenciado las eficiencias de las tecnologías, acorde con el punto del proceso en el cual se realice la recuperación de nutrientes, en el caso en el que se realice en la fase líquida puede alcanzar eficiencias de remoción del 25% al 92% que a su vez dependerán de la tecnología, estos valores fueron alcanzados en tecnologías como: reactor de cristalización (Ostara Pearl), fermentación alcalina, MNRC, ósmosis directa y Airprex ; por otro lado las tecnologías de NuReSys, Gifhorn, MEC y EF han mostrado un intervalo de eliminación de P del 34% y en la fase de lodo EcoPhos y Ashdec han mostrado una recuperación de P >95% de las cenizas de lodos de depuradora de aguas residuales municipales. Por otra parte, Soo *et al*. (2023) presentan las diferentes plantas pilotos que realizan la recuperación de nutrientes a nivel mundial (ver Tabla 1), mostrando que los países están empezando a ver las aguas residuales como un recurso valioso que proporciona no solo beneficios en términos de saneamiento, si no de energía renovable, producción de fertilizantes y reutilización de agua.

Tabla 1 Plantas de tratamiento de agua residual a escala piloto con procesos de recuperación de nutrientes

Nombre del proyecto	País	Capacidad de tratamiento	Nutriente recuperado
BENAS	Alemania	87.000-100.000 toneladas de cultivos energéticos y estiércol de aves	Bioenergía y biofertilizantes. Sulfato de amonio despojado de N y carbonato de calcio.
Am-power	Bélgica	180.000 toneladas de biorresiduos procedentes de actividades agrícolas.	Energía recuperada y biofertilizantes para NPK-azufre. Fertilizante P de liberación lenta.
SaNiPhos	Países Bajos	5.000 m^3 de orina al año, o 13 millones de visitas al baño al año.	Recuperación de P y N.
Stickney planta de recuperación de	Estados unidos	1,44 mil millones de galones por año de	P-recuperación. 10.000 toneladas de fertilizantes de

Nombre del proyecto	País	Capacidad de tratamiento	Nutriente recuperado
recursos de agua residual		agua tratada para 2,3 millones de residentes.	liberación lenta anuales (“Crystal Green”) con tecnología Ostara Pearl.
PTAR de la ciudad de York	Estados unidos	26 millones de galones por día de aguas residuales tratadas.	Recuperación de P y N. (“Crystal Green”)
NEREUS Nieuwe Dokken Gent, BE Ducoop	Países Bajos	33.000 m^3 de aguas residuales tratadas anualmente.	Recuperación de NPK, recuperación de agua y bioenergía.
Instalación de recuperación de nutrientes de Ontario Clover Bar (Ostara)	Canadá	Tratamiento de aguas residuales.	Biofertilizantes recuperadores de P y N. Recuperación estimada de 245 toneladas de P al año
Planta Gifu	Japón	Tratamiento de aguas residuales para 284.000 habitantes	P-recuperación. Producción de 230 toneladas/año de fosfato cálcico.

Fuente: tomada de Soo *et al*. (2023)

4. MARCO CONCEPTUAL

4.1 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

Los vertimientos de agua residual están deteriorando las fuentes hídricas debido a la alta carga contaminante. Las aguas residuales municipales son de interés debido a la dinámica de crecimiento urbano que ha incrementado su generación, a escala mundial se calcula que se generaron para el año 2020 aproximadamente 271.000 millones de m^3 de agua residual doméstica, de la cual sólo el 56% recibe un tratamiento adecuado (ONU-Hábitat y OMS, 2021, p.35). El tratamiento del agua residual busca la reducción de los contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en forma de partículas en suspensión y/o disueltas con el objetivo

alcanzar una carga contaminante que no altere las condiciones ambientales de las fuentes hídricas y a su vez cumpla con los valores límites establecidos en el marco normativo.

Los sistemas de tratamiento integran un conjunto de operaciones y procesos físicos, químicos y biológicos que son seleccionados en función de las características del agua residual a tratar y los objetivos del tratamiento; las tecnologías de tratamiento pueden contar con una variedad de configuraciones de procesos unitarios (ver Figura 2); algunas de las tecnologías de tratamiento aerobias para el agua residual son: los sistemas de lagunas, lodos activados, filtro percolador, discos biológicos rotatorios, filtro aerobio sumergidos; por otro lado, dentro de los tratamientos anaerobios se encuentran: pozo sépticos, lagunas anaerobias, filtro anaerobio, digestor de alta tasa y reactor anaerobio flujo ascendente (UASB), entre otros (Noyola *et al*., 2013).

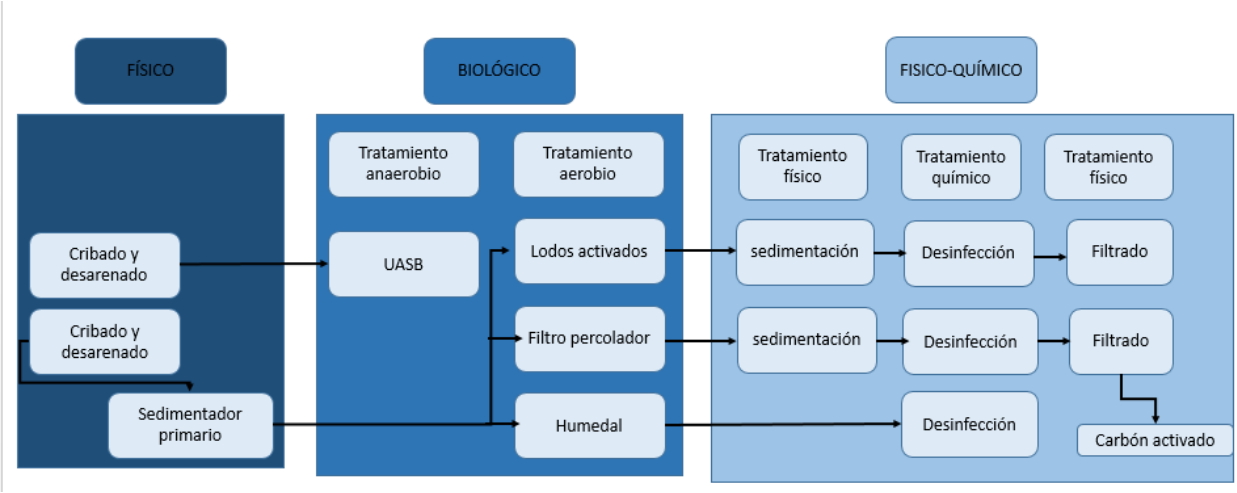


Figura 2 Esquema las diferentes configuraciones del tren de tratamiento de agua residual

Fuente: adaptada de Noyola *et al*. (2013)

4.1.1 Características del agua residual municipal

Las características de agua residual dependen del origen; en el caso de las aguas residuales municipales están asociadas al comportamiento, estilo y nivel de vida de los habitantes de cada región que modifican la cantidad y las características físicas, químicas y biológicas. Para seleccionar las tecnologías de tratamiento es necesario conocer sus principales componentes y concentraciones; en la Tabla 2 se presenta la composición típica de agua residual municipal (López *et al*., 2017).

Tabla 2 Composición típica de agua residual municipal (en g/m^3)

Parámetro	Alto	Medio	Bajo
DQO $_{total}$	1200	750	500
DQO $_{Soluble}$	480	300	200
DQO $_{suspendida}$	720	450	300
DBO	560	350	230
AGV $_{(como\ acetato)}$	80	30	10
N $_{total}$	100	60	30
N $_{Amoniacal}$	75	45	20
P $_{total}$	25	15	6
Orto-P	15	10	4
SST	600	400	250
SSV	480	320	200

Fuente: tomada de López *et al.* (2017)

4.1.2 Tecnologías de tratamiento del agua residual municipal

En el mundo, el proceso de lodos activados es uno de los más empleados para el tratamiento del agua residual municipal, existen 13 variaciones del sistema, las principales son: reactor de flujo pistón, reactor completamente mezclado y aireación extendida (Figura 3) o prolongada, la cual se caracteriza por altos tiempos de retención que permiten cambios en la carga hidráulica y orgánica, favoreciendo la degradación de contaminantes; los componentes de esta modalidad se observan en la Figura 3 (Noyola *et al*., 2013).

En Colombia, se realiza el tratamiento del 54,30% de agua residual generada (Superservicios, 2021), las tecnologías de tratamiento son basadas en sistemas biológicos; los lodos activados son una de las tecnologías de tratamiento más utilizadas, se clasifican como un tratamiento biológico aerobio en suspensión que ofrece una alternativa de tratamiento eficiente al emplear la acción de diversos microorganismos aerobios capaces de oxidar la materia orgánica presente y transformarla en formas más estables, disminuyendo la carga orgánica contaminante (Arcos, 2014).

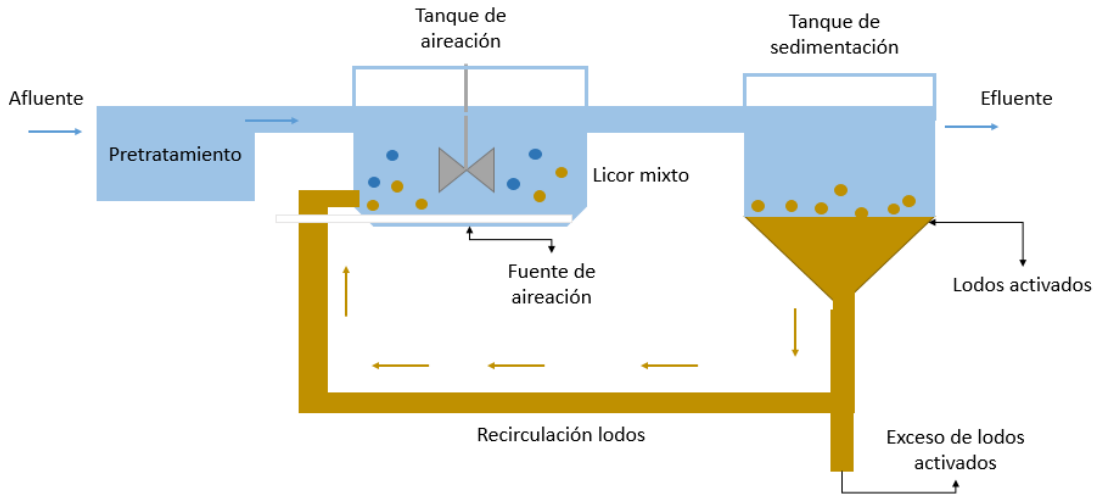


Figura 3 Esquema componentes de un sistema lodos activados modalidad aireación extendida

Fuente: adaptada de Ramírez (2004)

Algunos casos de la implementación de esta tecnología en Colombia son: la planta de tratamiento de aguas residuales Aguas Claras en unión con planta de tratamiento de San Fernando que trata cerca del 84% de las aguas residuales del valle de Aburrá en Antioquia, por medio de la tecnología de lodos activados convencionales y lodos activados modificados; también nuevos proyectos contemplados en el programa de saneamiento de vertimientos (SAVER) del gobierno nacional como la PTAR Los Cámbulos que atenderá a las zonas urbanas de Manizales y Villamaría y la planta de tratamiento de aguas residuales que atenderá las zonas urbanas de Pereira y Dosquebradas que operarán bajo la tecnología de lodos activados convencional como tratamiento secundario del agua residual municipal (Minvivienda, 2022, p.34). Por otro lado, en el Valle del Cauca, la empresa Aguas del Sur de la ciudad de Cali trata las aguas residuales domésticas del sector de El Caney mediante tecnología de lodos activados con un caudal aproximado de 20 l/s y una reducción de la DBO_5 del 89% y SST del 91% con descarga en el río Meléndez (CVC, 2019)

4.2 POTENCIAL DE RECUPERACION DE NUTRIENTES DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

El agua residual municipal es heterogénea, principalmente se caracteriza por el contenido de materia orgánica, patógenos y nutrientes; sus concentraciones varían dependiendo de las

condiciones de la región (población, clima, actividades antropogénicas) (Suárez, 2011); sin embargo, se han caracterizado y encontrado los valores típicos de sus componentes, en Tabla 3 se presentan las diferentes formas y valores típicos del agua residual municipal, acorde con Prangya *et al*. (2021) se reportan valores de 35-100 mg/L de Nitrógeno (N total) y 18-29 mg/l de fósforo (P total). En consecuencia, las aguas residuales municipales cuentan con un potencial de recuperación de nutrientes (N y P) en el tratamiento convencional de agua residual municipal, 90% de la carga de fósforo está en la línea de lodo y el 10% en la línea de agua; en la línea de lodos, 11% de la carga total se deriva a través de la sedimentación primaria, el 28% se concentra en la biomasa que se deriva como los lodos excedentes y el 51% restante se elimina mediante otros procesos. Por lo tanto, en línea de agua se evidencia un potencial de recuperación de nutrientes en el esquema de tratamiento convencional de agua residual municipal (ver Figura 3); parte del licor mixto generado es recirculado al sistema y, si se incorpora la recuperación de nutrientes (N y P) en este punto, se puede disminuir hasta un 20% de la carga de fósforo (Cornel y Schaum, 2009, citado por Ye *et al*., 2017).

La incorporación de procesos de recuperación dentro de los sistemas de tratamiento convencionales permite la recuperación de nutrientes como el fósforo, contribuyendo con la reducción en las concentraciones de nutrientes (N y P) en las fuentes hídricas, y siendo una alternativa para la producción fertilizantes que contribuye a la seguridad alimentaria, por lo que los estudios están siendo orientados a la incorporación de procesos en el tratamiento convencional que permitan no solo la reducción de nutrientes, si no su recuperación para sus potenciales usos (Huang *et al*., 2017; Vásquez *et al*., 2022).

Tabla 3 Contenido típico de nutrientes en aguas residuales municipales (en g/m^3)

Parámetro	**Alto**	**Medio**	**Bajo**
N_{total}	100	60	30
$N_{Amoniacal}$	75	45	20
$N_{Nitrato + Nitrito}$	0.5	0.2	0.1
$N_{Orgánico}$	25	10	15
$N_{total\ Kjeldahl}$	100	60	30
P_{total}	25	15	6

Parámetro	Alto	Medio	Bajo
Orto-P	15	10	4
$P_{Orgánico}$	10	5	2

Fuente: tomada de López *et al.* (2017)

4.3 TECNOLOGIAS PARA LA RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES

4.3.1 Precipitación química

La precipitación química es uno de los procesos más empleados para la recuperación de nutrientes (N y P) del agua residual municipal debido a que son estables, eficientes y fáciles operar, suelen emplearse sales como $MgCl_2$, MgO, $Mg(OH)_2$ y $MgSO_4$ como agentes precipitadores, los cuales pueden agregarse antes, durante o después del tratamiento biológico convencional de las aguas residuales municipales (Gowd *et al*., 2021). A escala piloto se ha implementado la recuperación de nutrientes (N y P) en la línea de agua, principalmente de fósforo por medio de la precipitación química; se logra recuperar hasta el 80% de P (fósforo) empleando sales con iones de Mg y Ca, el precipitado del proceso puede ser potencialmente utilizado como fertilizante (Ye *et al*., 2017). Los procesos de precipitación química dan paso a la formación de cristales compuestos de amonio, fosfato y magnesio como la estruvita ($Mg\ NH_4\ PO_4 * 6H_2O$) y hidroxiapatita ($Ca_5\ (OH)\ (PO_4)_3$), además, se promueve la formación de otras sales como la newberita ($MgHPO_4 * 3H_2O$), bobierrita ($Mg_3(PO_4) * 8H_2O$) que se forma por debajo de un pH 6 unidades a concentraciones elevadas de Mg^{+2} y $(PO_4)_3$, los carbonatos magnésicos a pH inferiores a 10,7 unidades (Pastor, 2008). Anualmente, la producción de un kilogramo de estruvita por día es suficiente para fertilizar 2,6 hectáreas de tierra cultivable, mientras que si se aplicara fósforo (roca fosfórica) sería necesario aplicar 40 kg/ha (Muhmood *et al*., 2018)**.**

4.3.2 Procesos de cristalización

La cristalización es un proceso donde se realiza un cambio de fase (líquido o gaseoso) a un sólido de una estructura organizada conocida como “cristal”, se realiza un cambio de un sistema en estado de desequilibrio (disolución) al estado de equilibrio bajo unas condiciones de temperatura, presión y concentración establecidas y ocurre un proceso cinético que tiene como fuerza impulsora la sobresaturación (Freixedas *et al*., 2000). Estos procesos son

utilizados en las industrias químicas, farmacéuticas, metalúrgicas y de síntesis de materiales para la producción de partículas sólidas; los cristales obtenidos pueden presentarse de forma aglomerada o como partícula discreta, sin embargo, su tamaño puede variar entre nanómetros a milímetros, algunos ejemplos cloruro de sodio, carbonato de sodio, adsorbentes, detergentes y fertilizantes.

La cristalización suele ocurrir a partir de un método clásico en el cual por medio de la evaporación se logra un cambio de temperatura y/o concentración del soluto. Aunque es el método más empleado, existe la cristalización a través de la reacción del proceso de precipitación química; difiere la forma en la que la sobresaturación es alcanzada, ya que no hay un cambio de las propiedades físicas de la solución, en cambio ocurre por la reacción química de dos componentes solubles, que dan lugar un producto menos soluble que cristaliza, sin embargo, los sólidos formados en la precipitación química pueden no ser cristalinos y puede ocurrir la formación co-precipitados (Pastor, 2008, p.31). El proceso ocurre en tres etapas básicas (sobresaturación, nucleación y crecimiento) para el precipitado obtenido ocurren posteriormente la etapa aglomeración y envejecimiento (ver Figura 4); este proceso se lleva a cabo en un reactor de cristalización de tanque agitado continuo (CSTR), compuesto por dos partes zona reacción y zona de sedimentación (Ye *et al*., 2014).

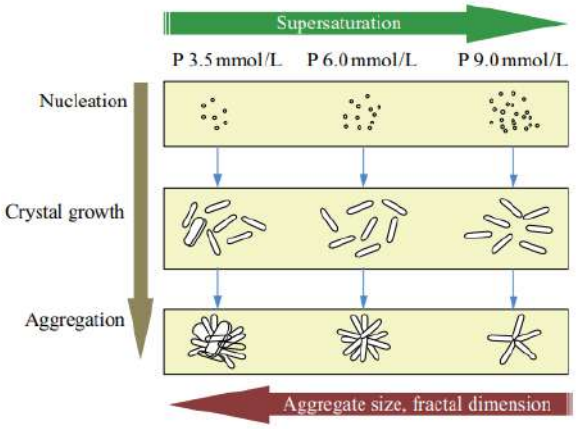


Figura 4 Fases de formación de la estruvita a pH constantes

Fuente: adaptada de Ye *et al*. (2014)

La nucleación homogénea espontánea y la nucleación heterogénea son los principales modos de nucleación en las aguas residuales, su proceso de cristalización a menudo comienza en un estado de sobresaturación alto, donde los núcleos se forman rápidamente sobre superficies

extrañas como materiales de semilla adicionadas, sin embargo una sobresaturación más alta puede provocar una nucleación incontrolada, que resulta en la formación de cristales finos; así mismo el crecimiento de los cristales implica que los iones se incorporen a los cristales finos existentes para formar directamente los cristales observables. La nucleación secundaria se considera la principal fuente de nucleación en la mayoría de los procesos de cristalización industriales, el proceso de nucleación que ocurre bajo condiciones de partículas de cristal semilla externas agregadas en la solución (Qian Guan *et al*., 2023).

4.3.3 Reactores de cristalización para la recuperación de nutrientes

Para llevar a cabo la recuperación de nutrientes, se requiere que el proceso se realice en un reactor de cristalización, en los estudios se ha recuperado los nutrientes en forma de fosfatos de calcio (Ca-P) y fosfatos de magnesio y amonio (MAP) empleando diferentes tipos de reactores como: reactores de tanque agitado (STR), reactor de lecho fluidizado (FBR) u otros reactores como cristalizadores tipo bomba de chorro; sin embargo los reactores STR y FBR han sido los más utilizados en estudios anteriores; los reactores STR pueden clasificarse acorde con su modo de operación como: reactores agitados discontinuos (BSR) o reactores agitados continuos (CSR) (Figura 5) (Lihong Peng *et al*., 2018).

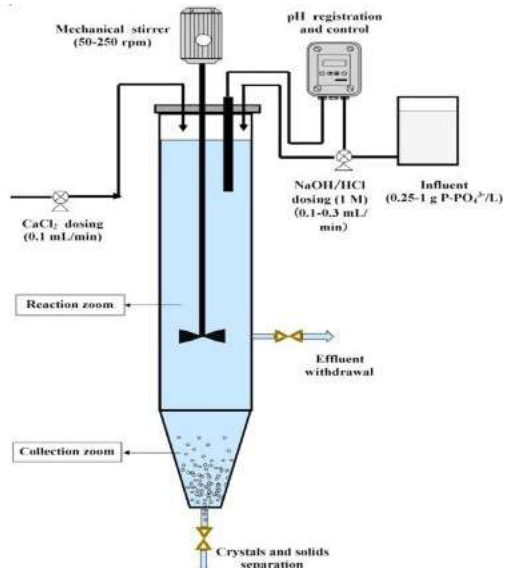


Figura 5 Reactor agitado discontinuo (BSR)

Fuente: adaptada de Lihong Peng *et al.* (2018)

Acorde con Pastor *et al*. (2008) en su estudio se realiza el proceso de cristalización en un reactor STR para la recuperación de nutrientes (N y P) en forma estruvita se recuperaría hasta el 80%, debido a que el proceso de cristalización en un reactor STR es efectivo y simple de operar, el reactor puede ser diseñado en forma de cono con un ángulo de 45 grados entre la zona de sedimentación y la zona de reacción para evitar la acumulación de partículas sólidas y favorecer una dispersión homogénea. Por otro lado, los reactores FBR, requieren dos técnicas de mezcla: fluidización de líquidos y extracción con aire, los cuales permiten una adecuada mezcla y un aumento en el pH de la solución, acorde con Lahav *et al*. (2013) citado por Lihong peng et al. (2018) en los reactores FBR, se puede alcanzar una velocidad de flujo ascendente 19 m/h con una tasa de recuperación de fósforo (P) del 90% (ver Figura 6).

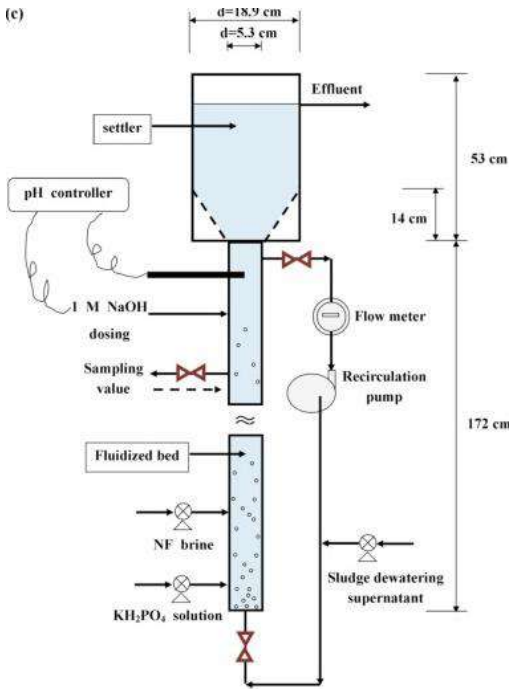


Figura 6 Reactor de lecho fluidizado discontinuo (FBR)

Fuente: adaptada de Lihong Peng *et al*. (2018)

4.3.4 Siembra para optimizar la cristalización

La cristalización de estruvita mediante la precipitación química es una de las tecnologías empleadas para la recuperación de fósforo de las aguas residuales municipales; teniendo en cuenta las tres etapas, la nucleación es la generación de nuevos embriones a partir de partículas sólidas que se convierten en la base para el crecimiento de los cristales detectables;

luego entran en contacto con los otros cristales entre sí para formar núcleos de cristales de mayor tamaño durante la etapa de crecimiento (Shaddel *et al*., 2020). En la cristalización, el material de semilla actúa como plantilla sobre la cual tiene lugar una mayor acumulación de material de cristalización, la semilla controla la nucleación al proporcionar un área de superficie reduciendo el periodo de inducción para el crecimiento del cristal (Kataki *et al*., 2016).

La siembra promueve el crecimiento de cristales al lograr la cristalización de partículas finas (cristales) sobre sí misma, ayudando a superar la barrera de energía inicial para la nucleación, actuando como centro de nucleación secundaria y posterior cristalización. Se puede lograr una nucleación más rápida y una mejor calidad del precipitado, por lo que diferentes autores han utilizado diferentes semillas como la zeolita, fosfato de magnesio o la misma estruvita para optimizar el proceso de cristalización (ver Tabla 4) (Li *et al*., 2019).

Tabla 4 Uso de semillas para la cristalización en el proceso de recuperación de nutrientes

Semilla	**Tipo de reactor**	**Efecto**	**Fuente de fósforo**	**Referencia**
Vidrio borosilicato	Batch	Crecimiento	Sintético	Ali y Schneider (2005)
Periclasa (MgO)	FBR	$CaCO_3$	Estiércol	Fattah *et al*. (2008)
Polvo de cáscara de huevo	Batch	Remoción de nitrógeno (N)	Lixiviados vertedero	Desmidt *et al*. (2012)
Lignito	Batch	Poroso	Lixiviados vertedero	Desmidt *et al*. (2012)
Zeolita	Otro	Tamaño	Orina	Liu *et al*. (2014)
Tamiz molecular	Otro	Tamaño	Orina	Liu *et al*. (2014)
Fosfato monocálcico	FBR (reactor de lecho fluidizado)	Remoción de fósforo	Agua residual sintética	Di Iaconi *et a*l. (2010)
Fosfato de magnesio	FBR (reactor de lecho fluidizado)	Remoción de fósforo	Agua residual sintética	Di Iaconi *et al*. (2010)
Acero inoxidable	CSTR (reactor continuo de tanque agitado)	Remoción de fósforo	Efluente digestión anaerobia	Gunay *et al*. (2008)
Arena	Batch	Remoción de fósforo	Agua residual porcina	Hutnik *et al*. (2013)

Semilla	Tipo de reactor	Efecto	Fuente de fósforo	Referencia
Arena	Batch	Crecimiento	Sobrenadante del digestor anaerobio	Wu y Bishop (2004)
Arena	FBR	Remoción de fósforo	Agua residual sintética	Jordaan et al.(2013)
Cuarzo	FBR (reactor de lecho fluidizado)	sedimentación	Sobrenadante del digestor anaerobio	Ryu y Lee (2010)
Cuarzo	FBR (reactor de lecho fluidizado)	Nucleación	Agua residual sintética	Fattah *et al*. (2008)
Estruvita	FBR (reactor de lecho fluidizado)	Crecimiento cristal	Agua residual sintética	Adnan *et al*. (2004)
Estruvita	Cristalizador	Velocidad Reacción	Agua residual sintética	Yu *et al*. (2013)

Nota: semilla para la cristalización. Fuente: tomada de Li *et al.* (2019)

4.4 FERTILIZANTES ORGANOMINERALES

Los fertilizantes son sustancias ricas en nutrientes (N, P, K) suelen ser utilizados para mejorar las características del suelo y lograr el desarrollo de los cultivos. Los fertilizantes pueden clasificarse de acuerdo con su origen como: fertilizantes químicos, fertilizantes orgánicos y fertilizantes organominerales. Los fertilizantes orgánicos cumplen la función de aportar nutrientes a las plantas, proceden de materiales carbonados de origen animal, vegetal u otro origen natural donde los nutrientes están enlazados químicamente. El uso de los fertilizantes orgánicos se ha empleado como alternativa viable para contribuir la disminución de la degradación de los recursos naturales producto de la excesiva e indiscriminada utilización de fertilizantes químicos, ya que favorece la asimilación de nutrientes, a la vez que se disminuye la lixiviación (Gómez, 2014). El uso de fertilizantes orgánicos no suplen por completo las necesidades nutricionales de las plantas, la combinación de fertilizantes minerales y abonos orgánicos ofrece condiciones ambientales ideales para los cultivos por el aporte de nutrientes y la incidencia positiva sobre la actividad microbiana, las propiedades del suelo y la movilización de distintos elementos minerales, se conocen como fertilizantes organominerales,

considerados para darle un manejo más sostenible a los cultivos pueden obtenerse en forma granulada, pellet y liquida (Chaveli, 2019).

En principio la descomposición de materia orgánica (vegetal, animal, otro) permite la formación de humus y liberación de sales minerales que contienen los nutrientes, lo cuales se pueden formar naturalmente en el suelo o a partir del agua residual por medio de procesos de precipitación química, donde el lodo obtenido rico en estruvita; cuenta con las características de un fertilizante órgano-mineral , dada su composición elemental requerida en los criterios de regulación de fertilizantes de la unión europea (UE) (Vásquez *et al*., 2021). Por consiguiente, la producción y comercialización de fertilizantes, ha disminuido debido a las escasez mundial asociada a la guerra entre Rusia y Ucrania; considerados los mayores exportadores agrícolas del mundo; al proveer productos agrícolas básicos como: trigo, maíz ,aceite de girasol y fertilizantes, lo que ha generado una disminución de la producción de alimentos, la interrupción de las cadenas de suministro; a la vez que contribuye con la escasez de alimentos generado una preocupación sobre la seguridad alimentaria mundial, acorde con la FAO se ha aumentado el 34% en los costos de los alimentos (Priyadarshi *et al*., 2023).

4.5 TENDENCIAS EN LA RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

En el sector agrícola, la aplicación de fertilizantes sintéticos procedentes de la minería y de procesos como Haber- Bosch para la fabricación de fertilizantes fosfatados y nitrogenados, presentan un elevado consumo energético y un impacto ambiental significativo (Śniatała et al., 2024); por lo tanto, la tendencia en la recuperación e incorporación de nutrientes procedentes de sistemas de tratamiento de aguas residuales se ha incrementado en las últimas décadas. Esta nueva línea del tratamiento puede contribuir con el control de la contaminación de las fuentes hídricas (prevenir la eutrofización) y reducir el agotamiento de fuentes no renovables, al proveer un fertilizante con potencial uso agrícola aportando a un desarrollo más sostenible basado en una economía circular (Robles *et al*., 2020; Melia *et al*., 2017). En ese sentido, acorde con Kamilya *et al.* (2022) en su análisis bibliométrico realizado a la tecnología de precipitación química de estruvita, muestra que se ha presentado un gran interés en el campo de la investigación en los últimos veinte años, debido a su eficiencia y aplicabilidad para la recuperación de fósforo y amonio en aguas residuales municipales e industriales; no obstante, aún se presentan desafíos operativos como el control del pH, la dosificación precisa de

magnesio y los costos asociados, haciendo que sean necesarias investigaciones orientadas a la optimización de la sostenibilidad y viabilidad económica del proceso.

En el estudio de Jurado-Pineda (2024), se implementó un sistema piloto para la recuperación de nutrientes en aguas residuales municipales, compuesto por un reactor de tanque agitado continuo (CSTR) termofílico, un reactor secuencial discontinuo (SBR) para la precipitación de fósforo y un digestor anaerobio tipo UASB. El proceso permitió liberar fósforo desde lodos espesados y recuperar minerales fosfatados, además de generar biogás y mejorar la calidad del efluente. Los resultados demostraron la viabilidad técnica del sistema, con beneficios en estabilización de lodos y valorización de subproductos. Por otra parte, en el estudio realizado por Sea *et al*. (2024), se evaluó la recuperación de nutrientes mediante la precipitación de estruvita en efluentes de una planta de aceite de palma, optimizando las relaciones molares Mg^{2+}/NH_4^+ y PO_4^{3-}/NH_4^+ en un rango de 1:1 a 1.5:1. Bajo condiciones óptimas, se logró una remoción del 84 % de NH_4^+-N. El precipitado obtenido mostró una estructura ortorrómbica, según el análisis por microscopía electrónica de barrido (SEM), y el estudio mediante espectroscopía de dispersión de rayos X (EDX) evidenció una proporción elemental P: N: Mg consistente con la formación de estruvita y otros fosfatos. Estos resultados respaldan el potencial del proceso como una alternativa eficiente para la recuperación de nutrientes en aguas residuales agroindustriales.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales están incorporando avances tecnológicos y de infraestructura para optimizar la recuperación de nutrientes, destacándose la integración de sistemas híbridos y control avanzado de procesos. Tecnologías como reactores biofilm aireados (MABR) y sistemas combinados MBBR-químicos permiten mejorar la eficiencia energética y la recuperación simultánea de fósforo y nitrógeno (Kamilya *et al*., 2022). En el caso de la planta municipal de Hias en Noruega, emplea un sistema de tratamiento para la eliminación biológica de fósforo (EBPR) integrada con un reactor Ostara Pearl 2K alimentado con el sobrenadante del espesamiento de lodos; mediante adición de $MgCl_2$ y ajuste de pH alcalino, se alcanza hasta un 85 % de eficiencia en la recuperación de fósforo y una producción promedio de 96 kg/día de fertilizante con bajas concentraciones de metales y patógenos (Eikås et al.,2024).

En Brasil, estudios desarrollados en Belém y ciudades amazónicas han demostrado, a escala de laboratorio y piloto, la viabilidad de utilizar fuentes alternativas de magnesio (MgO, magnesita), alcanzando remociones de fósforo superiores al 90 % y precipitados con valor

agronómico (Freire *et al*., 2025; de Souza Meira *et al*., 2025). En Panamá, Sánchez *et al.* (2024) propone la incorporación de reactores alimentados con el sobrenadante del espesamiento de lodos o digestato, aplicando precipitación de estruvita mediante $MgCl_2$ y ajuste de pH entre 8,5 y 9,0 unidades, se proyecta beneficios operativos como la reducción de incrustaciones, mejora en la deshidratación de lodos y valorización del producto como fertilizante. Aunque la recuperación no resultó rentable bajo el límite regulatorio actual de 10 mg/L de fósforo, con límites más estrictos (≤ 4 mg/L) se estimó un retorno de inversión del 13,7 % y recuperación de costos en 10 años. En términos generales estos avances evidencian un cambio en la configuración de los sistemas de tratamiento convencionales y su orientación hacia una gestión más eficiente, sostenible y enfocada en la recuperación de recursos.

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar la viabilidad técnica del proceso de cristalización como tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal para la producción de un fertilizante organomineral.

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer las condiciones operacionales para la producción de un fertilizante organomineral mediante procesos de cristalización, utilizando agua residual municipal y licor mixto de lodos activados como semilla.
- Evaluar el desempeño del proceso de cristalización teniendo en cuenta la normatividad colombiana vigente para el agua residual municipal y la calidad del fertilizante organomineral obtenido.
- Analizar la influencia del licor mixto como semilla para la producción de un fertilizante organomineral a partir del tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal.

6. DISEÑO METODOLÓGICO

6.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO Y UNIDAD EXPERIMENTAL

Este trabajo de investigación fue llevado a cabo en las instalaciones de la Universidad Autónoma de Occidente, ubicada en la vía Cali-Jamundí (ver Figura 7) en el marco del proyecto

de investigación “Gestión circular del agua: valorización y aprovechamiento de aguas residuales domésticas generadas en el campus universitario UAO (Plan Táctico UAO). Código: 22INTER-412”. Para la parte experimental de este proyecto de investigación, se tomó como afluente, el agua residual generada en la UAO que ha pasado por el tratamiento preliminar de la planta de tratamiento de agua residual (PTAR-UAO), la cual será denominada como agua residual cruda (ARC). Vale la pena mencionar que la PTAR-UAO está compuesta por unidades de tratamiento preliminar, un reactor de lodos activados en modalidad aireación extendida, un decantador secundario y una etapa complementaria de filtración rápida con cloro y desinfección con luz ultravioleta.

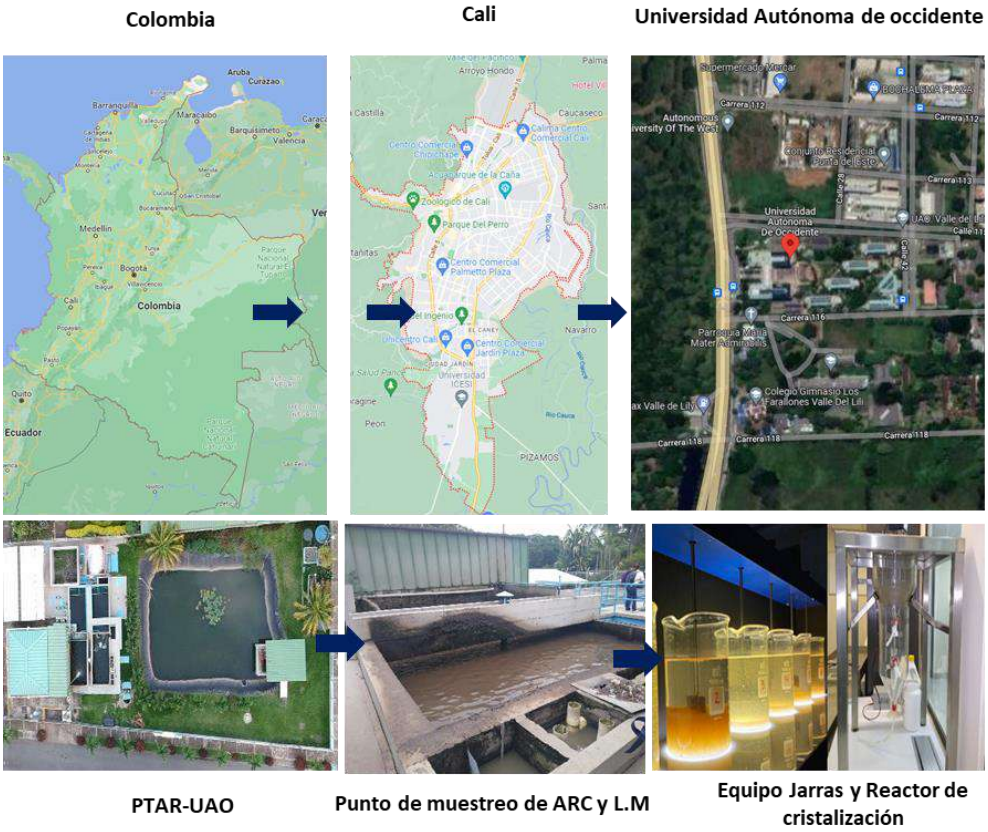


Figura 7 Ubicación de la planta de tratamiento de agua residual de la Universidad Autónoma de Occidente y punto de muestreo

Los ensayos experimentales se llevaron a cabo a escala laboratorio, en el laboratorio de procesos ambientales, donde se encuentra ubicado el montaje experimental del reactor de cristalización, el cual consiste en una unidad con un volumen de 10 L construido en vidrio de borosilicato, dividido en tres zonas: la primera zona de clarificación, seguida por la zona de

reacción y la última zona de precipitación, está soportado por una estructura metálica, la tapa cuenta con un orificio de 1,5 cm diámetro para ingresar una sonda medición de pH o temperatura y 3 tubos de acero inoxidable de 5 mm diámetro para la dosificación de reactivos y agua residual; también cuenta con un agitador mecánico con 3 hélices de flujo axial removibles ubicadas a 30 - 42,54 cm desde la parte superior del reactor, además el variador de velocidades permite el control de la velocidad de mezcla desde 60 hasta 300 RPM (ver Figura 8) y en la Figura 9 se presenta la distribución del volumen a lo largo de cada zona, el diámetro y las diferentes alturas con relación a las partes que conforman el reactor de cristalización.



Figura 8 Configuración del reactor de cristalización

Nota: adaptado del proyecto de investigación 17INTER-290

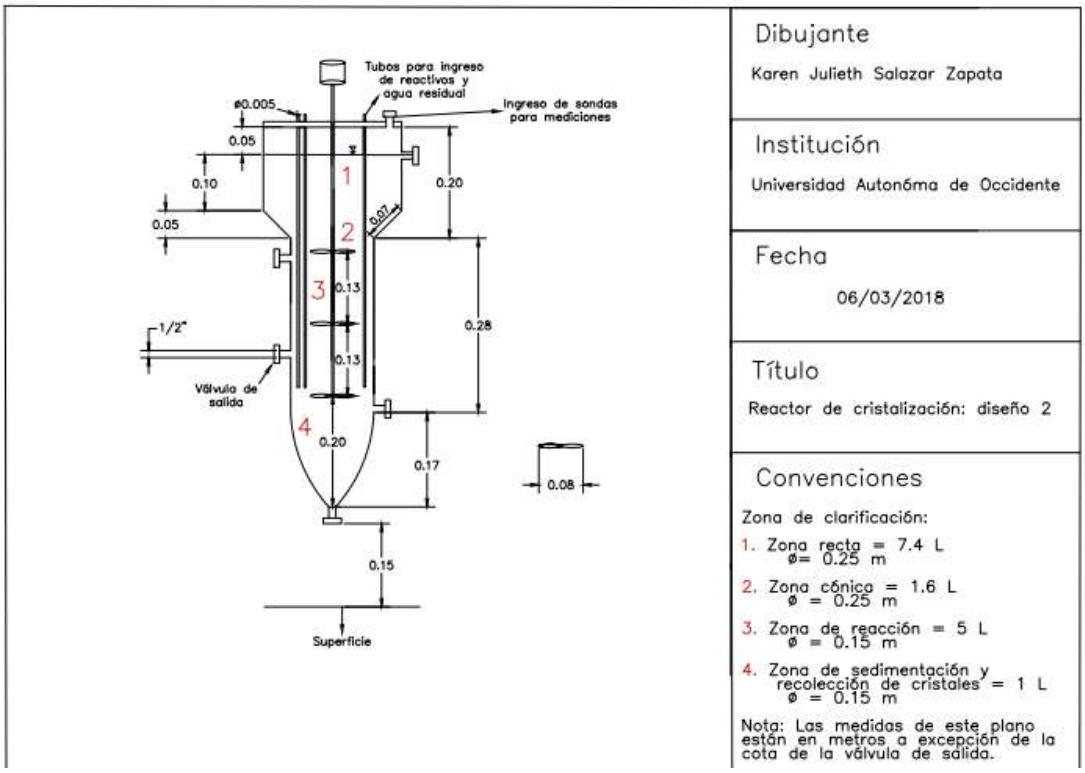


Figura 9 Dimensiones del reactor de cristalización

Nota: adaptado del proyecto de investigación 17INTER-290

6.2 ETAPAS DEL PROYECTO

El esquema metodológico se articuló a cada uno de los objetivos específicos propuestos. En la Figura 10 se presenta un esquema general, seguido de la descripción detallada de cada una de las etapas.

6.2.1 Etapa 1: Establecer las condiciones operacionales para la producción de un fertilizante organomineral mediante procesos de cristalización, utilizando agua residual municipal y licor mixto de lodos activados como semilla.

Para establecer las condiciones operacionales para la producción de fertilizante organomineral mediante procesos de cristalización, utilizando agua residual municipal y licor mixto de lodos activados como semilla se realizaron las siguientes fases:

- **Fase 1**: Caracterización del agua residual y licor mixto de lodos activados para proceso de cristalización para producción fertilizante organomineral.

En la fase 1 se realizó la caracterización fisicoquímica de agua residual cruda (ARC) y del licor mixto de lodos activados (LM). Para la caracterización se realizó un muestreo compuesto en

una franja de 8 horas, considerando el intervalo de máxima actividad académica de la universidad, de tal manera que se garantizara una muestra representativa tanto de la calidad del agua como del licor mixto. En la Tabla 5 se presentan las variables fisicoquímicas medidas.

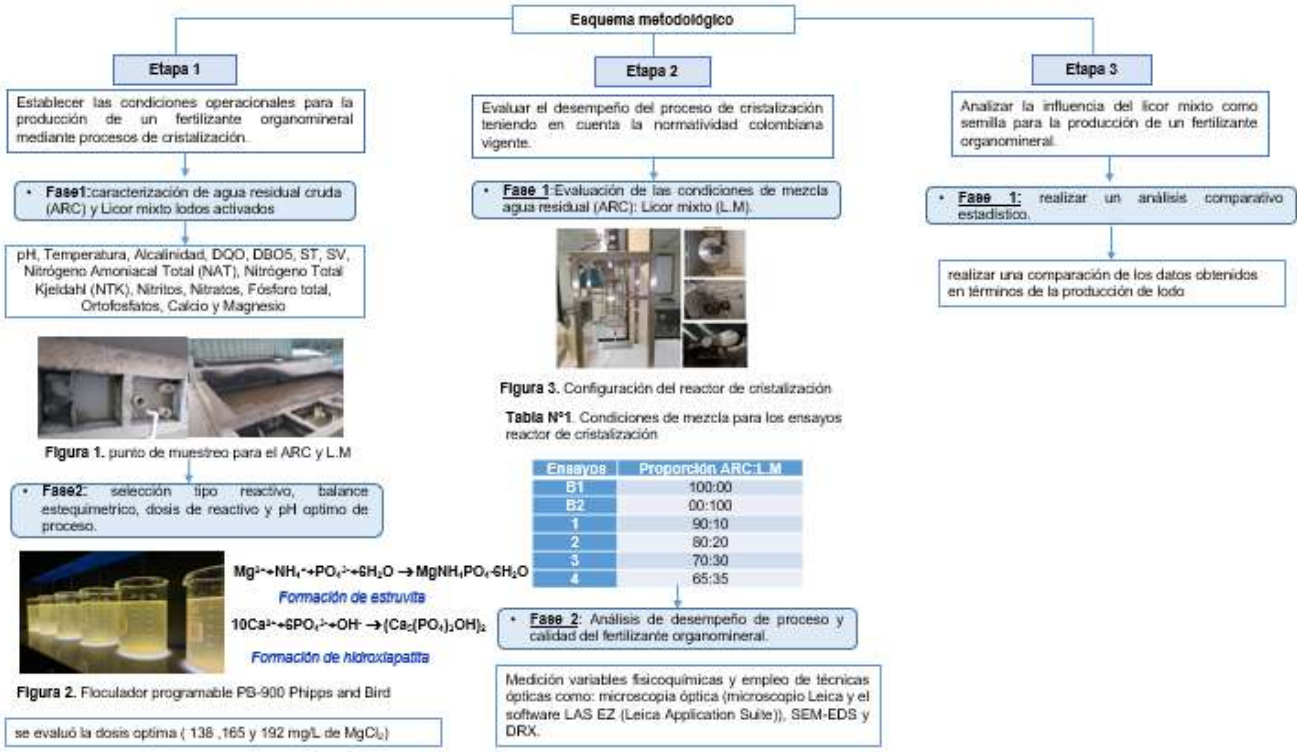


Figura 10 Esquema metodológico

Tabla 5 Variables fisicoquímicas para la caracterización del agua residual y el licor mixto

Variable	**Unidades**	**Técnica dereferencia**
pH	Unidades	SM 4500-H^+ B
Temperatura	ºC	SM 2550-A
Alcalinidad Total	$mgCaCO3.L^{-1}$	SM2320-B
DQO	$mg.L^{-1}$	SM 5220-D, HACH 10067
DBO_5	$mg.L^{-1}$	SM 5210-D, HACH 8043
Color	Pt-Co	Colorimetría
Turbiedad	UNT	Turbidimetría

Variable	Unidades	Técnica dereferencia
Sólidos totales	$mg.L^{-1}$	SM 2540 D, E y G
Sólidos totales volátiles	$mg.L^{-1}$	SM 2540 D, E y G
Sólidos suspendidos totales	$mg.L^{-1}$	SM 2540 D, E y G
Sólidos suspendidos volátiles	$mg.L^{-1}$	SM 2540 D, E y G
Nitrógeno Total	$mg.L^{-1}$	SM 4500-N, C- HACH TNTplus 828- 10208
Nitrógeno Amoniacal Total	$mg.L^{-1}$	HACH 10031- TNTplus 832-10205
Nitritos (NO_2)	$mg.L^{-1}$	SM-4500-NO2, A y B – HACH 8507
Nitratos (NO_3)	$mg.L^{-1}$	SM-4500- $NO3^-$ A, B, E- HACH 8039
Fósforo (ortofosfato- PO_4^{3-})	$mg.L^{-1}$	SM4500-O-G, HACH 8048
Calcio disuelto (Ca^{+2})	$mg.L^{-1}$	SM 3500 Ca-B, HACH 8222
Magnesio disuelto (Mg^{+2})	$mg.L^{-1}$	SM 3500 Mg-B, HACH 8222

Nota: metodologías propuestas por APHA *et al*. (2012) y los requerimientos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

- **Fase 2**: Ensayos preliminares para la definición de las condiciones operacionales del proceso de cristalización para la producción de un fertilizante organomineral.

Los ensayos preliminares para la definición de las condiciones operacionales del proceso de cristalización para la producción del fertilizante organomineral, se realizaron empleando un mezclador programable PB-900 Phipps and Bird, con jarras de 700 mL. Como reactivos se utilizaron una solución de NaOH 1,0 N para el ajuste de pH de reacción y una solución de $MgCl_2$ $6H_2O$ a una concentración de 10.000 $mg.L^{-1}$ como reactivo precipitante y fuente externa de magnesio (Mg^{+2}). La selección de reactivo de precipitación se basó en el estudio previo de proyecto “Evaluación de la recuperación de nitrógeno y fósforo para la gestión integral del agua residual en campus universitarios: caso de estudio Universidad Autónoma de Occidente-17INTER-290” en cual se tuvo en cuenta la disponibilidad de reactivo, costo en el mercado, compatibilidad con el proceso de recuperación de nutrientes y su uso en otros estudios reportados en la literatura. Para definir el intervalo de la dosis de reactivo en los ensayos se consideró el balance estequiométrico a partir del agua residual cruda (ARC), se planteó para

garantizar una relación molar NH_4^+ : Mg^{+2} de 1:1 para promover la formación de sales de amonio, magnesio y fosfato dejando el fosfato como reactivo limitante, la dosis de magnesio fueron definidas teniendo en cuenta la relación molar para las concentraciones mínima, mediana y máxima de nitrógeno y el correspondiente valor de magnesio. Para esto se utilizó un Libro de Cálculos en Excel creado en el proyecto de Investigación (17INTER-290), el cual a partir del estudio cinético del proceso de precipitación química utilizando cloruro de magnesio como reactivo de precipitación y teniendo en cuenta la calidad del agua residual, permite obtener los valores de las constantes de precipitación, la dosis de magnesio y el pH de reacción requeridos para promover la formación y precipitación de estruvita, induciendo de esta manera la formación de un lodo rico en minerales.

La configuración de los ensayos preliminares se presenta en la Figura 11, las condiciones operacionales de los ensayos preliminares se presentan en la Tabla 6 , las dosis de reactivo evaluadas se presentan en la Tabla 7 y las variables de respuesta del proceso en la Tabla 8. Cabe resaltar que se emplean la turbiedad y el color como variables de respuesta de bajo costo y que presentan como ventaja operativa su fácil y rápida medición. La turbiedad refleja la remoción de sólidos suspendidos y coloidales que se aglomeran o sedimentan como resultado de la formación de precipitados. Por su parte, el color se asocia a la presencia de compuestos orgánicos disueltos y fósforo coloidal.

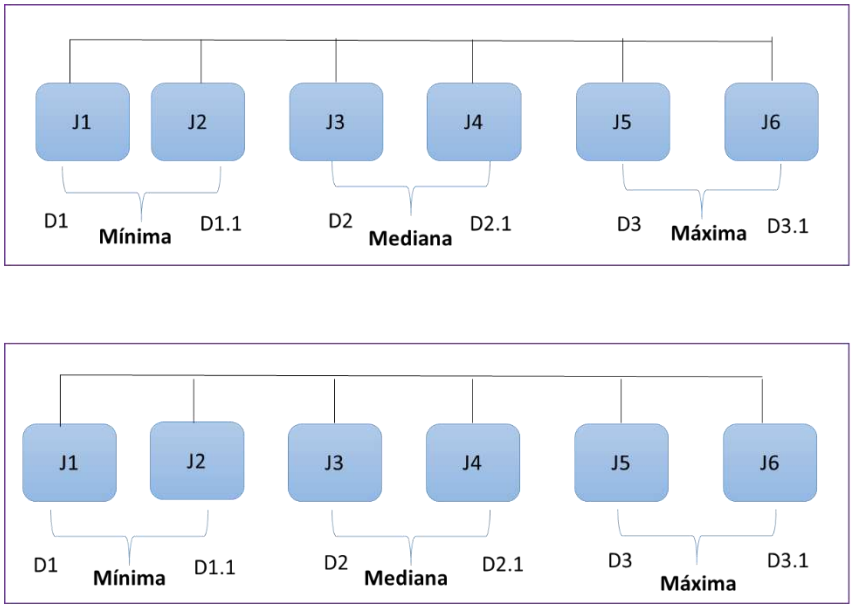


Figura 11 Esquema configuración ensayo preliminar para definición de las condiciones operacionales proceso de cristalización

Tabla 6 Condiciones operacionales ensayo preliminar

Aspecto operacional	Condición experimental
Dosificación NaOH 1.0 N (Ajuste de pH óptimo)	Previo Mezcla Tiempo (min): 10
Dosificación del reactivo $MgCl_2$ $6H_2O$	Mezcla Rápida (RPM): 300 Tiempo (min): 2
Proceso de reacción (Nucleación y Cristalización- bajo tres condiciones de mezcla- Gradiente escalonado)	Mezcla Lenta 1 (RPM): 150 Tiempo (min): 7 Mezcla Lenta 2 (RPM): 120 Tiempo (min): 7 Mezcla Lenta 3 (RPM): 60 Tiempo (min): 14
Fase de separación de fase liquida (efluente) de la fase sólida (fertilizante organomineral)	Sedimentación Tiempo (min): 45

Tabla 7 Dosificación de reactivo y valor de pH óptimo para el ensayo preliminar

Item	Unidades	Mediana datos históricos	Dosis evaluadas					
			Mínima		Mediana		Máxima	
Número Jarra			J1	J2	J3	J4	J5	J6
Dosis de $MgCl_2$	($mg.L^{-1}$)	115	138		165		192	
Volumen de $MgCl_2$	Mililitros (mL)	75,1	92,6		135,2		113,4	
Valor óptimo de pH	Unidades	9,78	9,50		9,70		9,70	
**Kso	Adimensional	1E-20 *	1E-25		1E-24		1E-24	
***PKso	Adimensional	20 *	25		24		24	

Nota: * Datos de la cinética del proyecto de Investigación (17INTER-290) . **Kso es la constante del producto de solubilidad de las sales.
***PKso: es la expresión del logaritmo negativo de la constante del producto de solubilidad.

Tabla 8 Variables respuesta ensayo preliminar proceso cristalización

Variable	Unidad	Técnica Referencia
Turbiedad	UNT	Turbidimetría
Color	Pt-Co	Colorimetría
Fosfatos (PO_4^{-3})	$mg.L^{-1}$	SM4500-O-G, HACH 8048

- **Fase 3:** Ensayo preliminar para definición de las condiciones operacionales para el proceso de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M para producción fertilizante organomineral

Los ensayos preliminares para la definición de las condiciones operacionales para el proceso de cristalización con las condiciones de mezcla Agua residual: Licor Mixto (ARC: L.M) para la producción de un fertilizante organomineral, se realizaron empleando el mezclador programable PB-900 Phipps and Bird, con jarras de 700 mL. Como reactivo se utilizó una solución de NaOH 1,0 N para el ajuste de pH de reacción y una solución de $MgCl_2$ $6H_2O$ a una concentración de 10.000 $mg.L^{-1}$ como reactivo precipitante y fuente externa de magnesio. Se evaluaron las dosis de reactivo mínima, mediana y máxima para cada condición mezcla ARC: L.M como se presenta en la Tabla 9. Para evaluar el proceso se consideró la medición de las variables definidas en la fase 2 (ver Tabla 8); la configuración de los ensayos se presenta en la Figura 12.

Tabla 9 Dosificación de reactivo y condición de mezcla ARC:L.M

Ensayos de jarras condición mezcla ARC:L.M						
Dosis $MgCl_2$ ($mg.L^{-1}$)	138					
Número Jarra	J1	J2	J3	J4	J5	J6
Condición de Mezcla ARC:L.M	100:00	00:100	90:10	80:20	70:30	65:35
Dosis $MgCl_2$ ($mg.L^{-1}$)	165					
Número Jarra	J7	J8	J9	J10	J11	J12
Condición de Mezcla ARC:L.M	100:00	00:100	90:10	80:20	70:30	65:35
Dosis $MgCl_2$ ($mg.L^{-1}$)	192					
Número Jarra	J13	J14	J15	J16	J17	J18
Condición de Mezcla ARC: L.M	100:00	00:100	90:10	80:20	70:30	65:35

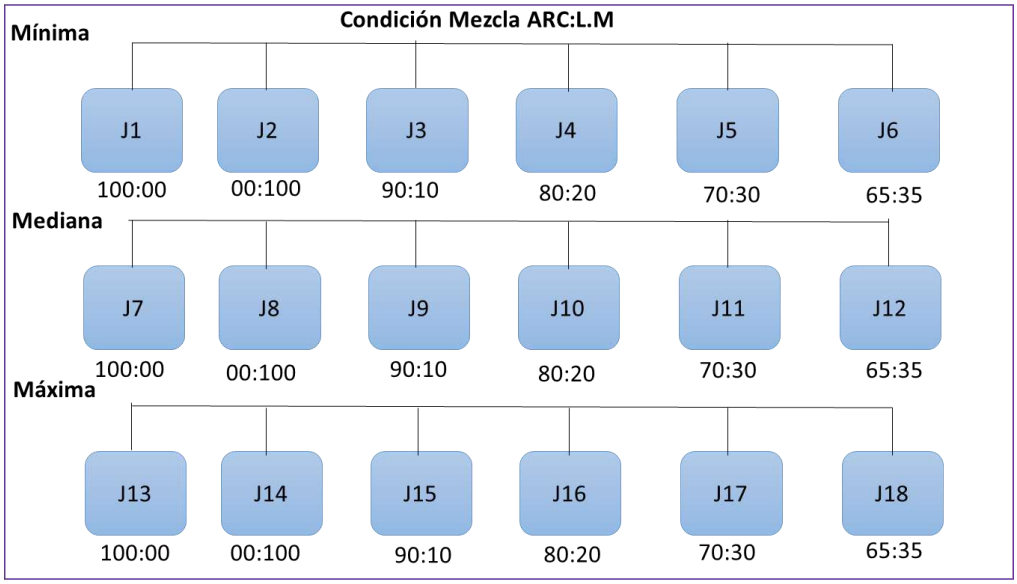


Figura 12 Esquema configuración ensayo preliminar definición de las condiciones operacionales para proceso cristalización con las condiciones de mezcla ARC:L.M

6.2.2 Etapa 2: Evaluación del desempeño del proceso de cristalización teniendo en cuenta la normatividad colombiana vigente para el agua residual municipal y la calidad del fertilizante organomineral obtenido.

Esta etapa se desarrolló en dos fases, en la primera fase se llevó a cabo los ensayos experimentales para la condición de mezcla (ARC:LM) establecida bajo las condiciones operacionales definidas en la Etapa 1 del proyecto y en la fase dos se consideraron las características estructurales del lodo obtenido del proceso de precipitación química bajo las diferentes condiciones de mezcla.

- **Fase 1**: Ensayo experimental en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC:L.M para la obtención del fertilizante organomineral

El ensayo experimental se realizó en el reactor de cristalización (ver Figura 8) con un volumen útil de 10 L, empleando como reactivos una solución de cloruro de magnesio ($MgCl_2$ $6H_2O$) a una concentración de 10.000 $mg.L^{-1}$ como reactivo precipitante y una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 1,0 N para el ajuste de pH de reacción. Las condiciones operacionales del ensayo se presentan en la Tabla 10 , la condición de mezcla ARC:L.M que se evaluó en cada ensayo se presenta en la Tabla 11 y el esquema asociado al diseño experimental de un solo factor se presenta en la Figura 13.

Tabla 10 Condición operacional del reactor cristalización para la obtención del fertilizante organomineral

Aspecto operacional	Condición experimental
Dosificación NaOH 1.0 N Ajuste de pH óptimo	Previo Mezcla Tiempo (min):10 pH óptimo (unidades): 9.7
Dosificación de reactivo $MgCl_2$ $6H_2O$	Dosis: 165 $mg.L^{-1}$ Mezcla Rápida (RPM): 300 Tiempo (min): 2
Proceso de reacción (Nucleación y Cristalización- bajo dos condiciones de mezcla- Gradiente escalonado)	Mezcla lenta 1(RPM): 80 Tiempo (min):14 Mezcla lenta 2 (RPM): 65 Tiempo (min): 14
Fase de separación de fase liquida (efluente) de la fase sólida (fertilizante organomineral)	Sedimentación Tiempo (min): 45

Tabla 11 Condiciones de mezcla para los ensayos en el reactor de cristalización

Ensayos	Proporción ARC:L.M
B1	100:00
B2	00:100
M1	90:10
M2	80:20
M3	70:30
M4	65:35

Donde:

B1: Blanco del ensayo. Agua residual sin mezcla de licor mixto

B2: Blanco del ensayo. Licor mixto sin mezcla de agua residual

M: Proporciones de mezcla de agua residual y licor mixto.

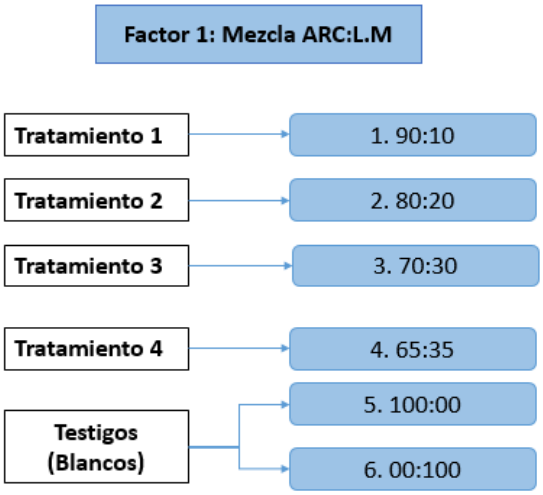


Figura 13 Diseño experimental para los ensayos de cristalización

El análisis del proceso se realizó en términos de la calidad del efluente o sobrenadante de proceso y el desempeño, teniendo en cuenta los valores obtenidos de las variables fisicoquímicas (ver Tabla 12) medidas como variables de respuesta de proceso en el afluente y efluente de proceso. Para la calidad de fertilizante organomineral se consideró la producción (volumen) de lodo obtenido y su requerimiento normativo para su posible uso. En cuanto a los requerimientos normativos se consideraron para la calidad de efluente de proceso el cumplimiento con los límites establecidos en la normatividad de vertimientos (Resolución 0631 de 2015, Resolución 0883 de 2018) y uso de aguas residuales (Resolución 1256 de 2021) y en el caso del lodo, su calidad como fertilizante organomineral (Decreto 1287 de 2014).

Tabla 12 Variables de respuesta de proceso de precipitación química

Variable	Unidades	Tipo de variable	Técnica de referencia*
Turbiedad	NTU	Respuesta	SM2130 B
Alcalinidad	$mgCaCO_3.L^{-1}$	Respuesta	2320-B
DQO	$mg.L^{-1}$	Respuesta	5220-D
DBO_5	$mg.L^{-1}$	Respuesta	SM5210 B, HACH 8043
Sólidos totales	$mg.L^{-1}$	Respuesta	2540 D, E y G
Sólidos volátiles	$mg.L^{-1}$	Respuesta	2540 D, E y G
Sólidos suspendidos totales	$mg.L^{-1}$	Respuesta	2540 D, E y G
Sólidos suspendidos volátiles	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500-NH_3^+- A, B, C

Variable	Unidades	Tipo de variable	Técnica de referencia*
Nitrógeno Amoniacal Total	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500-NH_3^+- A, B, C
Nitrógeno Total Kjeldahl	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500-Norg. B
Nitritos	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500- NO_2^-- A, B
Nitratos	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500- NO_3^- A, B
Calcio	$mgCaCO_3.L^{-1}$	Respuesta	2340 - Dureza
Magnesio	$mgCaCO_3.L^{-1}$	Respuesta	2340 - Dureza
Ortofosfatos	$mg.L^{-1}$	Respuesta	4500-O-G

Para el análisis de los datos obtenidos en la fase experimental se empleó el software libre Rstudio versión 4.2.2 y la estadística descriptiva (promedio, mediana, mínimos, máximos, desviación estándar), los más relevantes fueron graficados en diagramas de cajas de alambre (Box-plot). Por otra parte, se realizó la validación de los datos experimentales obtenidos durante la experimentación mediante estadísticos de prueba. Los Box-plot fueron construidos teniendo en cuenta cuartiles, que dividen la distribución en tres partes. En las figuras presentadas en este documento se encuentran identificados los tres cuartiles (Q1, Q2, Q3); el primer cuartil es el valor en el cual o por debajo del cual queda un 25% de todos los valores de los datos; el segundo cuartil es la mediana y el tercer cuartil es el valor en el cual o por debajo del cual quedan el 75% de los datos. En la Figura 14 se presenta la esquematización diagrama de cajas.

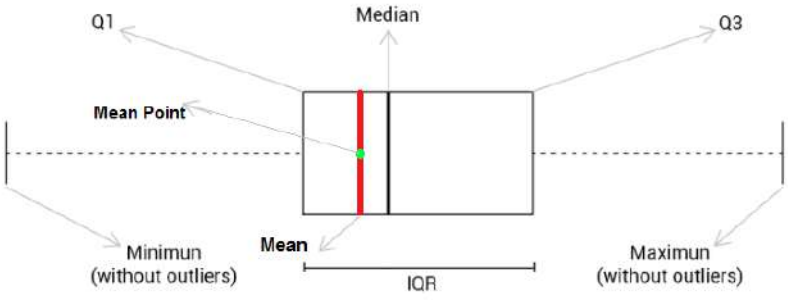


Figura 14 Representación general diagrama de cajas en Programa-R studio

- **Fase 2:** Calidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M.

Para determinar la influencia del licor mixto como semilla, se consideraron las características estructurales del lodo obtenido de proceso de precipitación química bajo las diferentes condiciones de mezcla. Se emplearon técnicas como microscopia óptica para la exploración de las variables de respuesta (ver Tabla 13) como la morfología y el tamaño de las estructuras formadas, también se utilizó la microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectroscopia de energía dispersiva (EDS), para el análisis micro elemental y la identificación de la estructura presentada (forma). La descripción de cada técnica se presenta en la Tabla 14.

Tabla 13 Variables de respuesta de proceso de cristalización para la obtención fertilizante organomineral

Variable	Tipo de variable	Técnica referencia
Exploración morfología y tamaño partícula	Respuesta	Microscopía óptica (Leica DM750)
Análisis elemental y morfología presentada	Respuesta	Microscopio electrónico de barrido (SEM) -espectroscopia de energía dispersiva (EDS)
Identificación de las formaciones en fertilizante organomineral	Respuesta	Difracción de rayos X (DRX)

Tabla 14 Técnica óptica de referencia para la determinar la influencia de la semilla para producción del fertilizante organomineral

Técnica de referencia	Equipo	Especificaciones equipo	Condición de la lectura	Muestras
Microscopía óptica	Microscopio Leica DM750	Objetivos 4X,10X, 40X y 100X Cámara digital MC170HD y Software LAS EZ	Lectura en placa húmeda	42 placas

Técnica de referencia	Equipo	Especificaciones equipo	Condición de la lectura	Muestras
SEM -EDS	TESCAN-LYRA 3	Detector OXFORD Software FIJI/ImageJ	Operado a 20Kv	16 espectros
Difracción de Rayos X (DRX)	Difractómetro Bruker D4 Endeavor	Detector LYNXEYE Tubo de rayos-X Cu (K alpha λ =1.5406) Filtro de Níquel 40 KV 30mA	Tamaño del paso: 0.015 Velocidad de barrido: 0.4 segundos por paso	Muestras en polvo: 2θ: 5-70° Muestras en orientado: 2θ: 3-40

6.2.3 Etapa 3: Análisis de la influencia del licor mixto como semilla para la producción de un fertilizante organomineral a partir del tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal.

Esta etapa se realizó en dos fases. En la fase 1 se analizó la cantidad de fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de ARC: L.M y en la fase 2 se realizó el análisis estadístico sobre la influencia de las condiciones operacionales en la calidad del efluente de proceso y el tamaño de los cristales encontrados.

- **Fase 1**: Cantidad de fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M

Para calcular la cantidad de fertilizante organomineral, primero se midió la altura con una regla milimétrica del lodo obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización durante el ensayo experimental de la fase 1 de la etapa 2, luego se calculó el volumen a partir de la Ecuación 1 teniendo en cuenta las dimensiones del reactor, principalmente en la zona de interés de sedimentación y recolección de cristales.

$$V = A * H$$

Ecuación 1 Estimación del volumen de fertilizante organomineral

Donde:

V= Volumen en litros (L), de la zona cuatro de sedimentación y recolección de cristales

A= Área en metros cuadrados (m^2), de la zona cuatro de sedimentación y recolección de cristales

H= Altura en metros (m), de la zona 4 de sedimentación y recolección de cristales

- **Fase 2:** Análisis estadístico sobre la influencia de las condiciones de mezcla ARC: L.M en la calidad del efluente de proceso y el tamaño de los cristales encontrados.

Para el análisis estadístico realizado se consideró el diseño experimental presentado en la Figura 13, como herramienta se empleó el software libre R-studio versión 4.2.2 para el cálculo de los estadísticos de prueba presentados en la Tabla 15 , bajo el cumplimiento de sus supuestos se aplicó finalmente la prueba ANOVA (análisis de varianzas) y se determinó la influencia de las condiciones de mezcla ARC:L.M en la calidad del efluente de proceso y el tamaño de los cristales encontrados.

Tabla 15 Estadísticos de prueba y condición para su aplicación

Nombre estadístico de prueba	**Supuesto**	**Condición**
Prueba de shapiro	Distribución normal de los datos	Cumplimiento del supuesto (H0), normalidad de los datos
Prueba t- student	La media de los residuales es cero	Cumplimiento del supuesto (H0), media de los residuales sea cero
Prueba bartlett	Homogeneidad de las varianzas	Cumplimiento del supuesto (H0), homogeneidad de las varianzas
Prueba ANOVA	Existe una diferencia significativa entre los grupos	Cumplimiento del supuesto (H1), hay al menos una diferencia significativa entre los grupos
Nivel de significancia (α) = 5% (0,05)		

Nota: H0 = corresponde a la hipótesis nula y H1= hipótesis alterna

7. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En este ítem se presentan los resultados experimentales obtenidos durante el desarrollo del trabajo de investigación, correspondientes a cada etapa de la siguiente manera:

- Etapa 1: Establecer las condiciones operacionales para la producción de un fertilizante organomineral mediante procesos de cristalización, utilizando agua residual municipal y licor mixto de lodos activados como semilla.
- Etapa 2: Evaluación del desempeño del proceso de cristalización teniendo en cuenta la normatividad colombiana vigente para el agua residual municipal y la calidad del fertilizante organomineral obtenido.
- Etapa 3: Análisis la influencia del licor mixto como semilla para la producción de un fertilizante organomineral a partir del tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal.

7.1 ETAPA 1: ESTABLECER LAS CONDICIONES OPERACIONALES PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL MEDIANTE PROCESOS DE CRISTALIZACIÓN, UTILIZANDO AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LICOR MIXTO DE LODOS ACTIVADOS COMO SEMILLA

El análisis de las condiciones operacionales para la producción fertilizante organomineral fue realizado teniendo en cuenta el siguiente esquema de análisis:

- Calidad de agua residual y licor mixto de lodos activados para el proceso de cristalización para la producción del fertilizante organomineral
- Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con ARC
- Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con la condición de mezcla ARC: L.M

Para analizar el ensayo la información fue organizada en función de los siguientes puntos:

- Análisis del efluente del proceso o sobrenadante del proceso de precipitación química para la obtención del fertilizante organomineral

- Análisis de la microscopía óptica de los lodos obtenidos del proceso de precipitación química para la obtención del fertilizante organomineral

7.1.1 Calidad de agua residual y licor mixto de lodos activados para proceso de precipitación química para la obtención fertilizante organomineral: dosis óptima de reactivo de precipitación

La caracterización del agua residual y del licor mixto de lodos activados permitió conocer el comportamiento del afluente y la semilla, teniendo en cuenta la variabilidad de las propiedades fisicoquímicas horaria. Las muestras fueron recolectadas en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Autónoma de Occidente. La muestra de agua residual cruda (ARC) se obtuvo en la salida del vertedero del tratamiento preliminar, antes de su ingreso al tanque de aireación, mientras que el licor mixto fue tomado desde un punto central de dicho tanque (Figura 15). Estos resultados sirvieron como base para definir las condiciones iniciales del proceso y orientar la dosificación óptima del reactivo precipitante.



Figura 15 Puntos de muestreo para el agua residual (ARC) y semilla el licor mixto lodos activados

Se llevaron a cabo dos muestreos horarios considerando el miércoles como día de muestreo, ya que históricamente es reportado como el día de mayor afluencia a la Universidad Autónoma de Occidente (día de máxima ocupación). Se realizaron 8 horas de monitoreo entre las 8:00 am y las 4:00 pm., la muestra tomada fue compuesta, su composición se realizó cada 4 horas y se reportaron como jornada de la mañana y jornada de la tarde. Para el aforo de caudal se emplearon los datos históricos teniendo en cuenta los horarios establecidos para el muestreo,

previamente se calcularon las alícuotas para conformar el volumen total de muestra (1000 mL) para la jornada de la mañana y la jornada de la tarde a partir de la Ecuación 2, en la Tabla 16 se presenta los valores calculados para obtener cada alícuota en cada instante de tiempo para las muestras compuestas de ARC. Para el aforo del licor mixto, se asumió un caudal constante; por lo que se realizó una composición volumétrica, considerando alícuotas de 200 ml para conformar el total de la muestra de 1000 ml para cada jornada.

$$V_i = \frac{V \times Q_i}{n \times Q_p} \quad \text{donde:} \quad n = \left(\frac{frecuencia}{h} * h\right) + 1$$

Ecuación 2 Ecuación para el cálculo de alícuotas.

Fuente: IDEAM (2007)

Dónde:

Vi = Volumen de cada alícuota o porción de muestra en un instante de tiempo
V= Volumen total a componer
Qi=Caudal instantáneo de cada muestra
Qp= Caudal promedio durante el muestreo
n = Número de muestras tomadas

Tabla 16 Cálculo de las alícuotas de las muestras compuestas de ARC

Jornada	Hora	Qi (L/s)	Vi (L)	Vi (mL)
Jornada mañana	8:00 am	17,64	0,306	306
	9:00 am	7,49	0,129	129
	10:00 am	11,66	0,202	202
	11:00 am	8,97	0,156	156
	12:00 pm	11,89	0,206	206
	Q promedio (L/s) = 11,53			

Jornada	Hora	Qi (L/s)	Vi (L)	Vi (mL)
Jornada Tarde	12:00 pm	11,89	0,206	206
	1:00 pm	12,60	0,332	332
	2:00 pm	5,90	0,155	155
	3:00 pm	3,38	0,089	89
	4:00 pm	4,20	0,111	111
	Q promedio (L/s) = 7,59			

Como variables *in situ* se midieron el pH y la temperatura utilizando una sonda multiparamétrica medidora de pH, el registro se realizó cada hora durante las 8 horas de muestreo, adicionalmente se realizó la medición en laboratorio de la alcalinidad medida en mg $CaCO_3$/L. En la Tabla 17 y la Tabla 18 se presentan los datos obtenidos para los parámetros medidos In Situ durante el muestreo de agua residual (ARC) y del licor mixto de lodos activados (L.M) como semilla de proceso. Acorde con Metcalf & Eddy (2014) para la composición típica del agua residual, el pH puede estar en intervalos de 7,8 a 8,3 unidades y para la alcalinidad puede estar en un intervalo de 50 a 100 mg $CaCO_3$/L, en el caso del agua residual cruda (ARC), los valores reportados más altos pueden estar relacionados con la fuente de abastecimiento con la que cuenta el campus, ya que, al ser agua subterránea, puede presentarse mayor presencia de especies de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. En cuanto a la temperatura de agua residual, suele ser mayor que la de agua no contaminada debido a una mayor actividad bioquímica por parte de los microorganismos presentes, por la cercanía del sistema de alcantarillado a la planta y por el tipo de unidad de entrada de agua residual que no cuenta con alta profundidad (Ruiz *et al*., 2016).

Tabla 17 Parámetros *in situ* para ARC

Muestreo 1				
Jornada	**Hora**	**pH (Unidades)**	**Temperatura (°C)**	**Alcalinidad (mg CaCO3/L)**
	8:00 am	7,87	25,4	270
	9:00 am	8,35	26,1	320

Jornada de la mañana	10:00 am	8,51	26,7	380
	11:00 am	8,67	26,8	410
	12:00 pm	8,88	26,9	460
Mediana		8,51	26,8	380
Jornada de la Tarde	12:00 pm	8,88	26,9	460
	13:00 pm	8,61	26,7	460
	14:00 pm	8,66	27,0	400
	15:00 pm	8,62	26,5	390
	16:00 pm	8,61	26,4	460
Mediana		8,62	26,7	410
Muestreo 2				
Jornada	**Hora**	**pH (Unidades)**	**Temperatura (°C)**	**Alcalinidad (mg CaCO3/L)**
Jornada de la mañana	8:00 am	8,73	26,1	450
	9:00 am	8,53	26,3	360
	10:00 am	8,67	26,7	500
	11:00 am	8,78	27,1	500
	12:00 pm	8,72	27,4	460
Mediana		8,72	26,7	460
Jornada de la Tarde	12:00 pm	8,72	27,4	460
	13:00 pm	8,85	26,8	558
	14:00 pm	8,71	27,2	440
	15:00 pm	8,65	27,8	450
	16:00 pm	8,84	27,4	400
Mediana		8,72	27,4	450

Tabla 18 Parámetros *in situ* para Licor Mixto

Muestreo 1				
Jornada	**Hora**	**pH (Unidades)**	**Temperatura (°C)**	**Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L)**
Jornada de la mañana	8:00 am	6,84	24,5	120
	9:00 am	7,44	24,6	118
	10:00 am	7,41	25,1	120
	11:00 am	7,71	25,3	120
	12:00 pm	7,56	25,4	128
Mediana		**7,52**	**25,1**	**120**
Jornada de la Tarde	**12:00 pm**	7,56	25,4	128
	13:00 pm	7,86	25,6	170
	14:00 pm	7,68	25,7	380
	15:00 pm	7,50	25,7	172
	16:00 pm	7,62	25,8	184
Mediana		**7,65**	**25,7**	**172**
Muestreo 2				
Jornada	**Hora**	**pH (Unidades)**	**Temperatura (°C)**	**Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L)**
Jornada de la mañana	8:00 am	7,67	24,5	214
	9:00 am	7,54	24,7	220
	10:00 am	7,65	25,2	256
	11:00 am	7,75	25,4	260
	12:00 pm	7,91	25,9	270
Mediana		**7,67**	**25,2**	**256**
Jornada de la Tarde	**12:00 pm**	7,91	25,9	270
	13:00 pm	8,34	26,1	280
	14:00 pm	8,12	26,4	312
	15:00 pm	8,06	26,5	300
	16:00 pm	8,34	26,5	310
Mediana		**8,12**	**26,4**	**300**

En relación con la caracterización fisicoquímica del agua residual cruda (ARC) y del licor mixto, en la Tabla 19 se presentan los datos asociados a la calidad ARC para cada muestreo considerando la jornada de la mañana y jornada de la tarde. En cuanto a las variables fisicoquímicas de interés para el proceso de recuperación de nutrientes se encontró que el pH se ubica en un intervalo de 8,51 a 8,72 unidades con una tendencia alcalina, asimismo el registro de datos históricos reporta un valor de pH de 8,78 unidades. Para la alcalinidad total se encuentra en un intervalo de 380 a 490 $mgCaCO_3.L^{-1}$ y en los registros históricos se reporta un valor de 724 $mgCaCO_3.L^{-1}$. Estos valores son acordes con el origen de la muestra, puesto que la alcalinidad esta principalmente relacionada con la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio y magnesio, estos valores permiten identificar que el requerimiento de solución alcalina para ajuste de pH de proceso será menor con relación a aguas residuales con menor alcalinidad.

En los estudios se reporta que la precipitación química y la cristalización de sales de fosfatos de amonio y magnesio como la estruvita y sales de fosfato de calcio como la hidroxiapatita se logra a pH de proceso de 10-11 unidades para alcanzar la sobresaturación de la solución y obtener los precipitados (Pastor,2008 y Vasconcelos,2013); sin embargo, se han reportado procesos de precipitación química para la obtención de fosfatos de magnesio y amonio a intervalos de 8 – 9 unidades, donde al alcanzar pH 8,5 unidades los cristales precipitados alcanzaron mayor tamaño variando de 113 a 243 µm (Tarrago *et al*., 2016; Tansel *et al*., 2018). Por otra parte, el agua residual (ARC) presentó un valor promedio de dureza total 245 $mgCaCO_3.L^{-1}$, un valor de 130 $mgCaCO3.L^{-1}$ para dureza cálcica y 115 $mgCaCO_3.L^{-1}$ de dureza magnésica; mientras que en los registros históricos se reportaron valores promedio de 112 $mgCaCO_3.L^{-1}$ para la dureza total, 76 $mgCaCO_3.L^{-1}$ de dureza cálcica y 34 $mgCaCO_3.L^{-1}$ de dureza magnésica donde se evidencia un incremento en la dureza magnésica y cálcica del agua; estos valores permiten clasificar el agua residual cruda (ARC) como un agua dura al encontrarse el valor de la dureza total en el intervalo de 150 a 300 $mgCaCO_3.L^{-1}$ (von Sperling, 2012).

Cabe resaltar que la fuente de abastecimiento de la Universidad Autónoma es subterránea y su composición natural afecta la composición fisicoquímica del agua residual. El incremento de la dureza total en agua residual proveniente de fuentes subterráneas puede atribuirse a una mayor mineralización del acuífero, resultado de la disolución natural de carbonatos como

calcita y dolomita, especialmente cuando hay variaciones en la profundidad de extracción o una disminución en la recarga (Carlson *et al*., 2011). En contextos urbanos, como el caso colombiano, la expansión urbana y los cambios en el uso del suelo también alteran el balance hídrico y la calidad del agua subterránea, favoreciendo la concentración de solutos y el aumento de la dureza (Aranguren-Díaz *et al*., 2024). Estos aspectos respaldan el comportamiento recurrente de que la concentración de ion de calcio sea mayor que el ion de magnesio; no obstante, en ciertas condiciones el magnesio puede alcanzar concentraciones superiores. Esta variabilidad resulta relevante para procesos de recuperación de nutrientes, ya que el ion Mg^{2+} es esencial para la formación de fosfatos de magnesio y amonio como estruvita, ditmarita, newberita, bobierrita y catita, entre otras sales (Yuanyao *et al*., 2017; Tansel *et al.*, 2018).

En cuanto al material orgánico particulado y disuelto presente en el agua residual cruda (ARC), se midieron parámetros fisicoquímicos indicadores como la DQO, DBO_5 y sólidos expresados como ST, SV, SST, SSV, TDS y VDS. Para estas variables se encontraron valores entre 406 y 500 $mg.L^{-1}$ para la DQO, con un valor histórico de 709 $mg.L^{-1}$, un valor de DBO_5 entre 345 y 390 $mg.L^{-1}$ y un valor histórico de 344 $mg.L^{-1}$; considerando que el cálculo de la DQO es la cantidad de oxígeno necesario para oxidar el material orgánico e inorgánico, para el agua residual doméstica se espera un valor típico bajo de 500 $mg.L^{-1}$, así mismo el valor de DBO_5 es la medida de oxígeno necesario requerido por los microorganismos para degradar la materia orgánica biodegradable y su valor típico bajo para agua residual municipal es de 230 $mg.L^{-1}$ (López *et al*., 2017); por lo que los valores obtenidos en la caracterización se encuentran dentro de los valores esperados para el agua residual doméstica.

El agua residual contiene sólidos conformados por microrganismos, material orgánico e inorgánico presente en forma suspendida, coloidal y disuelta. Los valores obtenidos en el agua agua mostraron concordancia con lo reportado por la literatura técnica, donde se reporta que para un agua residual doméstica con valores de solidos totales (ST) entre 730 y 1160 $mg.L^{-1}$, un valor de solidos suspendidos totales (SST) de 230-360 $mg.L^{-1}$ y sólidos suspendidos volátiles (SSV) en un intervalo de 175-280 $mg.L^{-1}$, clasificándola como un agua residual con una concentración moderada (Metcalf & Eddy, 2014; Jordão y Pessôa, 2011); los valores obtenidos en la caracterización son acordes con los valores esperados ya que los ST están en un intervalo de 748 a 1570 $mg.L^{-1}$, los SST entre 130 y 396 $mg.L^{-1}$, los SSV están en un intervalo de 72 a 220 $mg.L^{-1}$.

En términos de nutrientes se midieron el nitrógeno y fósforo. En el agua residual el nitrógeno presente está relacionado principalmente con el nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal. Se determinó un valor entre 60 y 149 $mg.L^{-1}$ medido como NAT+N-org (Nitrógeno Kjeldahl – NTK), esto teniendo en cuenta que el nitrógeno orgánico se transforma rápidamente a NH_4^+, el valor de NTK representará la disponibilidad de amonio para la formación de sales, de lo cual se destaca que en la muestra la mayor proporción la presenta el nitrógeno amoniacal (NAT) con un valor entre 47 y 116 $mg.L^{-1}$. Por otra parte, el fósforo se encuentra presente en el agua residual en forma de fosfatos los cuales se clasifican como: ortofosfatos, polifosfatos o fosfatos orgánicos; Los ortofosfatos representan la principal fuente de fósforo para los procesos biológicos (Illana,2014). El fósforo en el agua residual se midió como ortofosfatos y se encontró una concentración que varió entre 13 y 20 $mg.L^{-1}$, clasificando como agua residual doméstica de elevada concentración de fósforo, acorde con Metcalf & Eddy (2014) la concentración debe ser mayor a 8 $mg.L^{-1}$, este valor obtenido representa la disponibilidad de formación de sales de fosfato que favorecen la obtención de fertilizante organomineral.

En la Tabla 20 se presentan los datos de la caracterización del licor mixto (L.M) proveniente del sistema de lodos activados de la PTAR-UAO, el cual será empleado como semilla en el proceso de precipitación química. Para los muestreos se consideró la jornada de la mañana y la jornada de la tarde. Para las variables de interés se encontró el pH en un intervalo entre 7,52 y 8,12 unidades, tendencia ligeramente alcalina debido a la degradación del material orgánico por acción de los microorganismos. Si bien un valor de pH óptimo entre 6,0 y 8,0 unidades es propicio para el crecimiento de microorganismos (Caycedo et al,2021) se requiere ajustar el pH para el proceso, así mismo la capacidad amortiguadora es media ya que la alcalinidad total esta 142 y 226 $mgCaCO_3.L^{-1}$. En cuanto al calcio y magnesio disponible el licor mixto cuenta con un valor 80 $mgCaCO_3.L^{-1}$ y 24,3 $mgCaCO_3.L^{-1}$ respectivamente para la formación de sales.

Tabla 19 Parámetros de fisicoquímicos de ARC

Variable	Unidades	Mediana de datos históricos**	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
			Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Temperatura	ºC	26,7	26,8	26,7	26,7	27,4	26,9	26,8
pH	Unidades	8,78	8,51	8,62	8,72	8,72	8,6	8,7
Alcalinidad total	mgCaCO3.L-1	724	380	444	490	450	441,0	447,0
Dureza total	mgCaCO3.L-1	112	200	220	300	260	245,0	240,0
Dureza cálcica	mgCaCO3.L-1	76	140	180	100	100	130,0	120,0
Dureza magnésica	mgCaCO3.L-1	34	60	40	200	160	115,0	110,0
DQO	mg.L-1	709	433	490	406	500	457,3	461,5
DBO5	mg.L-1	344	****	****	390	345	367,5	367,5
Sólidos totales	mg.L-1	****	812	748	836	1570	991,5	824,0
Sólidos volátiles	mg.L-1	****	450	356	744	656	551,5	553,0
Relacion SV/ST	Adimensional	****	0,55	0,48	0,89	0,55	0,6	0,6

Variable	Unidades	Mediana de datos históricos**	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
			Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Relacion SST/ST	Adimensional	****	0,25	0,17	0,38	0,25	0,3	0,3
Sólidos suspendidos totales	mg.L-1	50	205	130	314	396	261,3	259,5
Sólidos suspendidos volátiles	mg.L-1	****	114	72	174	220	144,8	143,8
Relacion SSV/SST	Adimensional	****	0,55	0,55	0,55	0,55	0,6	0,6
Sólidos disueltos totales	mg.L-1	****	607	618	522	1174	730	613
*****Sólidos disueltos volátiles	mg.L-1	****	336	284	570	436	406,7	386,4
Nitrógeno Amoniacal Total	mg.L-1	70,75	88	116	47,1	51	75,5	69,5
***Relación NAT/NTK	Adimensional	0,78 ± 0,13	0,78 ± 0,13	0,78 ± 0,13	0,78 ± 0,13	0,78 ± 0,13	****	****

Variable	Unidades	Mediana de datos históricos**	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
			Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
***NTK (NAT+Norg)	mg.L-1	91,5	112,8	148,7	60,4	65,38	96,8	89,1
*Nitrógeno orgánico	mg.L-1	21,55	24,8	32,7	13,28	14,38	21,3	19,6
Nitrógeno Total	mg.L-1	131	119	154,3	70,03	74,43	104,4	96,7
Nitritos (NO2)	mg.L-1	1,7	1,72	2,23	0,65	0,04	1,2	1,2
Nitratos (NO3)	mg.L-1	22	4,5	3,3	9	9	6,5	6,8
Calcio	mgCaCO3.L-1	30,4	56	72	40	40	52,0	48,0
Magnesio	mgCaCO3.L-1	8,27	14,6	9,7	48,66	38,93	28,0	26,8
Ortofosfatos	mg.L-1	32	12,75	14,7	20,1	19,5	16,8	17,1
Relación Molar	NH_4:Mg:P	1,00:0,03:0,05	1,00:0,02:0,10	1,00:0,02:0,05	1,00:0,06:0,60	1,00:0,06:0,44	1,00:0,06:0,44	26,8

Nota:

* Concentración estimada a partir del comportamiento histórico de las especies nitrogenadas

** Muestreo 16 horas proyecto de investigación “Evaluación de la recuperación de nitrógeno y fósforo para la gestión integral del agua residual en campus universitario: Caso de estudio universidad autónoma de occidente- 17INTER-290”

Variable	Unidades	Mediana de datos históricos**	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
			Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
*** Valor estimado a partir de la relación NAT/NTK histórico. Proyecto de Investigación 17INTER-290 **** sin registro ***** Valores estimados a partir de la mediana de la Relación de SV/ST								

En términos de materia orgánica e inorgánica, principalmente el aporte de sólidos el licor mixto cuenta con un valor de sólidos totales (ST) intervalo 914 y 2710 $mg.L^{-1}$y valor sólidos volátiles (SV) 576 y 1592 $mg.L^{-1}$; estos valores están acorde con los datos históricos, donde se reportan valores de 1646 $mg.L^{-1}$de sólidos totales y 821 $mg.L^{-1}$sólidos volátiles (Giraldo, 2018). El valor de sólidos suspendidos totales (SSTLM) varió entre 463 y 1542 $mg.L^{-1}$ y el valor de sólidos suspendidos volátiles (SSVLM) se encontró entre 282 y 939 $mg.L^{-1}$. El valor típico de sólidos suspendidos totales en el licor mixto del sistema de lodos activados varía entre 3000 y 5000 $mg.L^{-1}$, su variación depende de la carga orgánica y las condiciones operativas del sistema (Metcalf & Eddy, 2014) en el caso de los SSVLM se encuentra alrededor 1500 $mg.L^{-1}$ (Orozco,2005), mostrando que el licor mixto utilizado tiende a presentar una baja concentración de sólidos.

Si bien el licor mixto fue empleado principalmente por su contenido de sólidos, que actúan como semilla en la formación de sales durante el proceso de precipitación, también se evaluó su composición en nutrientes, como nitrógeno y fósforo. El nitrógeno orgánico fue estimado con base en registros históricos, obteniéndose valores en el rango de 39 a 42 $mg\ L^{-1}$. En cuanto al nitrógeno amoniacal (NAT), se determinó a partir de las muestras, y se encontraron concentraciones entre 11,0 y 17,2 $mg\ L^{-1}$. Por su parte, el fósforo, medido como ortofosfato (PO_4^{3-}), se encontró en un intervalo de 12 a 21 $mg\ L^{-1}$.

Para evaluar la capacidad de sedimentación del licor mixto, se calculó el Índice Volumétrico de Lodos (IVL) utilizando la Ecuación 3. Los valores obtenidos (Tabla 21), fueron de 66,26 y 101,62 $mL \cdot g^{-1}$, lo que indica una sedimentabilidad adecuada del lodo. Estos resultados coinciden con los rangos reportados por von Sperling (2001), quien señala que los lodos con buena sedimentación presentan IVL entre 50 y 100 $mL \cdot g^{-1}$, y por Orozco (2005), quien establece un rango de 80 a 150 $mL \cdot g^{-1}$ para el tratamiento de lodos activados con aireación extendida.

Tabla 20 Parámetros de fisicoquímicos de Licor mixto (L.M)

Variable	Unidades	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
		Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Temperatura	ºC	25,1	25,7	25,2	26,4	25,6	25,45
pH	Unidades	7,52	7,65	7,67	8,12	7,74	7,66
Alcalinidad total	$mgCaCO_3.L^{-1}$	142	182	226	182	183	182
Dureza total	$mgCaCO_3.L^{-1}$	140	300	220	220	220	220
Dureza cálcica	$mgCaCO_3.L^{-1}$	****	****	120	200	160	160
Dureza magnésica	$mgCaCO_3.L^{-1}$	****	****	100	20	60	60
DQO Sobrenadante del LM	$mg.L^{-1}$	148	160	206	178	173	169
DQO LM - Estimada ****	mg.L-1	443	395	753	1314	726	598
Sólidos totales	$mg.L^{-1}$	914	968	1259	2710	1463	1114

Variable	Unidades	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
		Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Sólidos volátiles	$mg.L^{-1}$	576	620	716	1592	876	668
Relación SV/ST	Adimensional	0,63	0,64	0,57	0,59	0,61	0,61
Sólidos suspendidos totales	$mg.L^{-1}$	520	463	884	1542	852	702
*****Sólidos suspendidos volátiles	$mg.L^{-1}$	317	282	538	939	519	427
Relación SSV/SST	Adimensional	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61
Relación SST/ST	Adimensional	0,57	0,48	0,70	0,57	0,58	0,57
Sólidos disueltos totales (TDS)	$mg.L^{-1}$	394	505	375	1168	611	450

Variable	Unidades	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
		Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Sólidos disueltos volátiles	$mg.L^{-1}$	259	338	178	653	357	299
Nitrógeno Amoniacal Total	$mg.L^{-1}$	11,0	17,2	14,0	14,0	14,1	14,1
***NTK (NAT+Norg)	$mg.L^{-1}$	****	****	53,0	55,7	54,3	54,3
*Nitrógeno orgánico	$mg.L^{-1}$	****	****	38,95	41,7	40,325	40,325
Nitrógeno Total	$mg.L^{-1}$	****	****	67	64	65,5	65,5
Nitritos (NO_2)	$mg.L^{-1}$	****	****	0,05	0,3	0,175	0,175
Nitratos (NO_3)	$mg.L^{-1}$	22	23	14	8	16,75	18
Calcio	$mgCaCO_3.L^{-1}$	****	****	48	80	64	64
Magnesio	$mgCaCO_3.L^{-1}$	****	****	24,3	4,9	14,6	14,6
Ortofosfatos	$mg.L^{-1}$	14,5	15,8	11,8	20,6	15,7	15,2
Relación Molar	NH4:Mg:P	****	****	1,00:0,04:0,34	1,00:0,07;0,06	****	****

Variable	Unidades	Muestreo 1		Muestreo 2		Estadística descriptiva de los datos	
		Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Jornada de la mañana	Jornada de la Tarde	Promedio	Mediana
Nota: * Concentración estimada a partir del comportamiento histórico de las especies nitrogenadas ** Muestreo 16 horas proyecto de investigación " Evaluación de la recuperación de nitrógeno y fósforo para la gestión integral del agua residual en campus universitario: Caso de estudio universidad autónoma de occidente- 17INTER-290" *** Valor estimado a partir de la relación NAT/NTK histórico. Proyecto de Investigación 17INTER-290 **** sin registro ***** Valores estimados a partir de la mediana de la Relación de SV/ST ***** Valor estimado a parir relación ICV = DQO/SSV, donde ICV para licor mixto es 1,4 (Martínez,2015)							

En términos del proceso de recuperación de nutirentes, una buena capacidad de sedimentación del licor mixto como semilla, puede favorecer la eficiencia del proceso al contribuir al arrastre de los microcristales de nutrientes que pueden quedar resuspendidos en la matriz del agua durante los procesos de cristalización-precipitación.

$$IVL = \frac{V_{L30}}{X_{SST}}$$

Ecuación 3 Cálculo índice volumétrico de lodos (IVL)

Dónde,

V_{L30} corresponde al volumen de lodo ocupado después de 30 min de sedimentación (mL), y X_{SST} es la concentración de SST de la muestra ($g.L^{-1}$).

Tabla 21 Prueba de sedimentabilidad – IVL

Muestreo	SST ($g.L^{-1}$)	IVL ($mL.g^{-1}$)
1	0,492	101,62
2	3,32	66,26

7.1.2 Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con ARC

En este ensayo se evaluaron tres dosis de cloruro de magnesio, teniendo en cuenta los requerimientos para garantizar la relación molar de NH_4^+: Mg^{+2} de 1:1 para la concentración mínima, promedio y máximo de NH_4^+. Para definir la dosis óptima el análisis se dividió teniendo en cuenta la calidad del efluente y la calidad del lodo obtenido, tal como se presentará en los siguientes ítems.

7.1.2.1 Análisis del efluente del proceso o sobrenadante del proceso de precipitación química para obtención del fertilizante organomineral

La Tabla 22 presenta los valores de las variables fisicoquímicas evaluadas para el afluente y efluente de proceso y la Tabla 23 presenta el desempeño de proceso en términos de la eficiencia de remoción para las variables de turbiedad, color y fósforo. Posteriormente se

presenta un análisis detallado de las diferentes variables de respuesta del proceso. Cabe resaltar que este análisis se realizó considerando solo la composición del agua residual sin incluir la adición de semilla; es decir sin incluir el aporte del licor mixto, puesto que su propósito es apoyar el proceso de cristalización y no aportar nutrientes, por lo que dicho aporte se omite y se considera como una ganancia para el proceso independientemente de la concentración de nutrientes que pueda incorporar.

Tabla 22 Calidad afluente y efluente ensayo preliminar proceso de cristalización con las dosis optimas seleccionada

Ensayo preliminar 1 . Test de jarras (Registro ensayo 210324)							
Variable	**Valor Afluente**	**Dosis 138 mg/L**		**Dosis 165 mg/L**		**Dosis 192 mg/L**	
		Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
pH reacción (Unidades)	8,88	9,43	9,20	9,44	9,22	9,11	9,06
Turbiedad (NTU)	54,6	39,5	42,9	40,4	45,3	40,9	36,9
Color (Pt-Co)	2140	1480	1390	1390	1310	1300	1240
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	18,7	25,4	27,4	22,3	24,4	21,5	22,4
Ensayo preliminar 2 . Test de jarras (Registro ensayo 100424)							
Variable	**Valor Afluente**	**Dosis 138 mg/L**		**Dosis 165 mg/L**		**Dosis 192 mg/L**	
		Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
pH reacción (Unidades)	7,77	9,80	9,84	9,81	9,93	9,88	9,91
Turbiedad (NTU)	256	36,4	30,5	44,4	32,7	50,1	49,4
Color (Pt-Co)	1610	710	720	850	680	620	590
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	17,9	11,2	12,3	11,9	9,5	11,6	11,4

Nota: Ensayo de jarras de 21 de marzo de 2024 y 10 de abril de 2024 (Registro ensayo prueba de jarras 210324 y prueba de jarras 100424).

Para calcular la eficiencia de proceso para cada una de las variables respuesta medida, se empleó la Ecuación 4, los valores obtenidos se presentan en la Tabla 23.

$$\%Remoción = \frac{C_{afluente} - C_{efluente}}{C_{afluente}} * 100$$

Ecuación 4 Cálculo porcentaje de remoción

Donde:

$C_{afluente}$= concentración de parámetro a considerar en el afluente de proceso

$C_{efluente}$ = concentración de parámetro a considerar en el efluente de proceso

Tabla 23 Eficiencias ensayo preliminar proceso de cristalización con las dosis óptimas seleccionadas

Ensayo preliminar 1 Test de jarras (Registro ensayo 210324)						
Variable (Remoción %)	**Dosis 138 mg/L**		**Dosis 165 mg/L**		**Dosis 192 mg/L**	
	Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
Turbiedad (NTU)	27,7	21,4	26,0	17,0	25,1	32,4
Color (Pt-Co)	30,8	35,0	35,0	38,8	39,3	42,1
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	*-35,8	*-46,5	*-19,3	*-30,5	*-15,0	*-19,8
Ensayo preliminar 2 Test de jarras (Registro ensayo 100424)						
Variable (Remoción%)	**Dosis 138 mg/L**		**Dosis 165 mg/L**		**Dosis 192 mg/L**	
	Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
Turbiedad (NTU)	85,8	88,1	82,7	87,2	80,4	80,7
Color (Pt-Co)	55,9	55,3	47,2	57,8	61,5	63,4
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	37,4	31,3	33,5	46,9	35,2	36,3

Nota: Ensayo de jarras de 21 de marzo de 2024 y 10 de abril de 2024 (Registro ensayo prueba de jarras 210324 y prueba de jarras 100424). * en los datos registrados se presentó un incremento en la concentración de fósforo

en el sobrenadante de proceso, lo que se refleja en una eficiencia de remoción negativa, puede estar relacionada con la formación de micro cristales con baja sedimentabilidad.

La turbiedad y el color se tomaron como variables de respuesta asociadas al material particulado y disuelto, el fósforo como ortofosfato (PO_4^{-3}) fue tomado como indicador de nutrientes y el pH fue tomado como la variable de control del proceso que favorece la precipitación. Como se observa en la Tabla 22, durante el primer ensayo se aplicaron diferentes dosis manteniendo un pH de proceso entre 9,06 y 9,44 unidades. En estas condiciones, se obtuvieron bajas eficiencias de remoción de turbiedad y color, y no se evidenció reducción de fósforo. En contraste, en el segundo ensayo, donde el pH se mantuvo en un rango más alcalino, entre 9,80 y 9,93 unidades, se alcanzaron mayores eficiencias en todos los parámetros evaluados, lo que resalta la influencia del pH en la efectividad del proceso (ver Tabla 23), comportamiento que es acorde con lo reportado por diferentes investigaciones y estudios previos que reportaron un mejor desempeño del proceso de recuperación de nutrientes para valores de pH de proceso entre 8,0 y 11 unidades (Otieno *et al*.,2023; Bao *et al*., 2011).

Este comportamiento estuvo asociado a que en el ensayo 1 no se garantizó el pH óptimo para promover la formación de cristales de mayor tamaño que puedan ser separados con mayor rapidez de la matriz de agua. En este caso en el efluente se presentaron lecturas de fósforo que superaron la concentración inicial en el afluente (eficiencias de reducción negativas), lo cual de acuerdo con las observaciones realizadas pudo estar asociado a la formación de microcristales de baja sedimentabilidad que quedaron suspendidos en la matriz líquida, tal como lo confirmó la microscopia óptica realizada a las muestras, donde se observó una elevada presencia de microcristales, como resultado de un proceso de formación incipiente (ver Figura 17). Estos resultados son acordes con lo esperado para procesos de formación de fosfatos de magnesio y amonio como la estruvita, cuya morfología y el proceso de inducción del crecimiento del cristal pueden ser afectados por el pH de proceso, ya que a valores de pH de 9,5 unidades el crecimiento es más rápido respecto a valores de pH alrededor de 8,5 unidades, debido a que el incremento del pH reduce la solubilidad en la solución e incrementa la sobresaturación y precipitación (Moulessehoul *et al*., 2017). En ese sentido la sobresaturación se da al aumentar el valor de pH de la solución, este valor de pH alcanzado es importante para la nucleación durante el proceso de cristalización de la estruvita ya que esta suele presentarse en un pH de 8,5 y 9,5 unidades, puesto que a valores menores de pH

se afecta la tasa de crecimiento de los cristales, pureza y la distribución del tamaño de partícula (Guan *et al*., 2023).

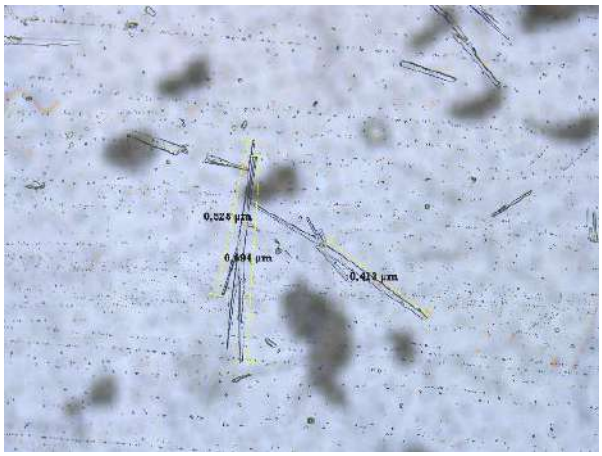
En el ensayo preliminar 2, para las dosis mínima, media y máxima evaluadas, el pH de proceso se logró ajustar a valores entre 9,80 y 9,93 unidades, aunque estos valores fueron superiores al rango considerado óptimo, se obtuvieron porcentajes de remoción superiores al 80 % para la turbiedad y al 55 % para el color. Por su parte, la remoción de fósforo fue más limitada, alcanzando un máximo del 47 %. Cabe destacar que la dosis media de 165 mg L^{-1} presentó el mejor desempeño, con concentraciones en el efluente de 32,7 NTU (turbiedad), 680 Pt-Co (color) y 9,5 mg L^{-1} de fósforo, lo que se tradujo en eficiencias de remoción del 87 %, 58 % y 47 %, respectivamente. En comparación, para las dosis mínima y máxima, la remoción de fósforo no superó el 37 %. Este comportamiento refleja que la dosis mediana puede favorecer la precipitación de sales de fosfato al alcanzar la mayor remoción de fósforo para las condiciones evaluadas, resultado que representó un punto de partida para definir las condiciones operacionales a ser aplicadas en el reactor de cristalización.

De manera general, estos ensayos preliminares permitieron evidenciar que el cloruro de magnesio como reactivo precipitante permite la remoción de material particulado y disuelto, mejorando la calidad el efluente de proceso, pero es importante mantener el pH óptimo de proceso para garantizar la formación de cristales de mayor tamaño; así mismo la fuente externa de magnesio permite interacción con los iones disponibles para la precipitación de sales de fosfato; sin embargo, la formación de cristales de tamaño pequeño confirman la necesidad de la adición de semilla para favorecer la nucleación y crecimiento del cristal para alcanzar valores de remoción de fósforo más altos, puesto que de acuerdo con Guan *et al*. (2021) al adicionar una semilla natural como la dolomita la eficiencia de remoción fósforo se incrementa hasta 90% y a su vez favorece el tamaño del cristal recuperado en relación al proceso sin semilla.

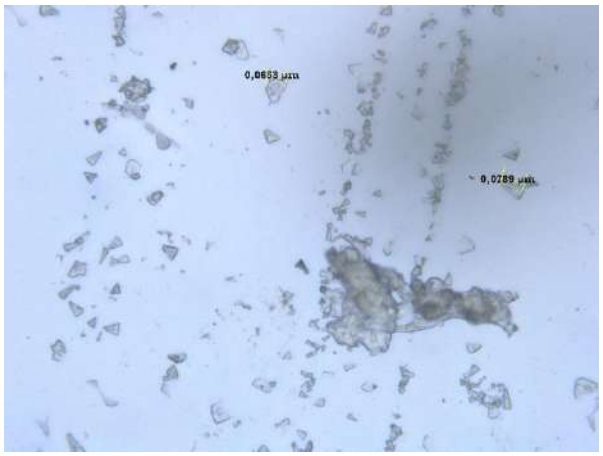
7.1.2.2 Análisis de la microscopía óptica de los lodos obtenidos del proceso de precipitación química para la obtención del fertilizante organomineral

Para complementar la selección de la dosis óptima de reactivo de precipitación, también se analizaron las características del lodo obtenido como fertilizante organomineral; para esto se realizó la caracterización de la morfología y tamaño de partícula, partiendo de la observación en placa de las muestras de lodo húmedo como técnica exploratoria. En la Figura 16 se

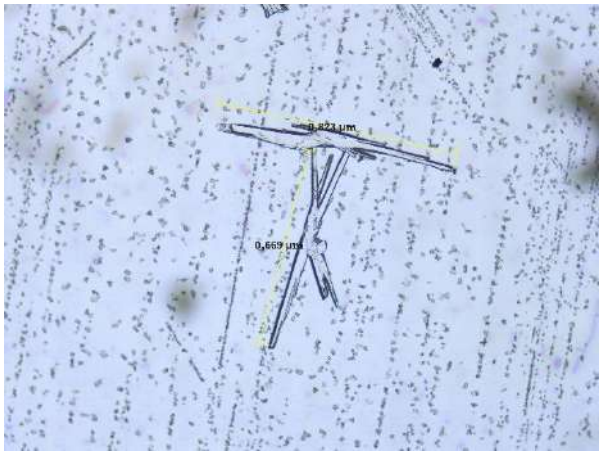
presentan las micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con ARC y en la Figura 17 micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con una dosis de 165 mg.L^{-1}.



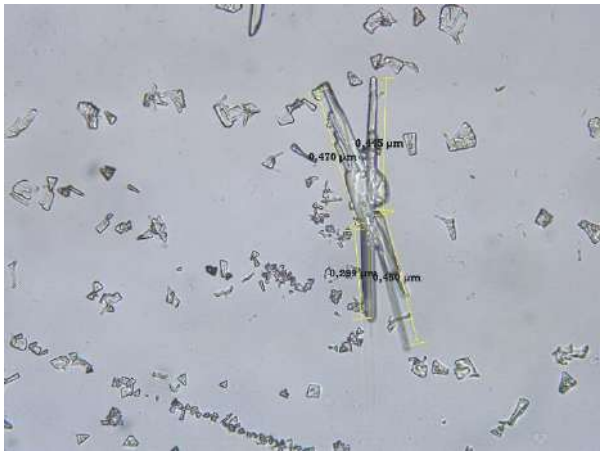
a.1 Lodo ARC con un pH reacción 9,80 unidades y una dosis 138 mg.L^{-1} (Registro imagen J1-10X-100424)



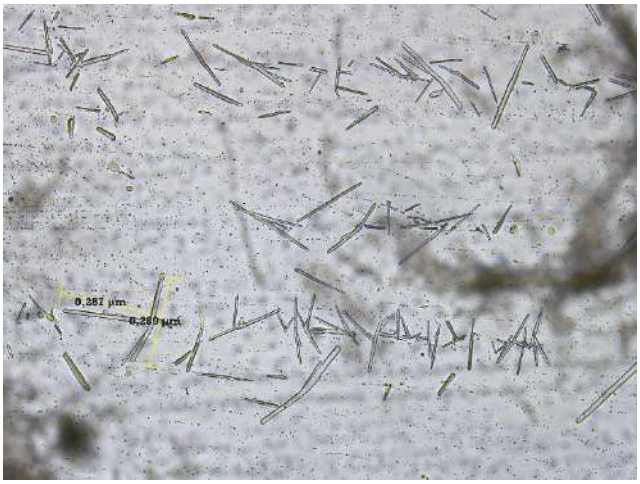
a.2 Lodo ARC con un pH reacción 9,84 unidades y una dosis 138 mg.L^{-1} (Registro imagen J2-40X-100424-3)



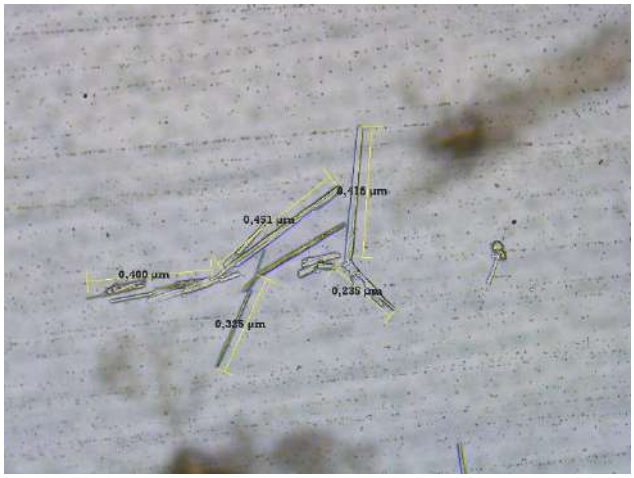
b.1 Lodo ARC con un pH reacción 9,81 unidades y una dosis 165 mg.L^{-1} (Registro imagen J3-10X-100424-3)



b.2 Lodo ARC con un pH reacción 9,93 unidades y una dosis 165 mg.L^{-1} (Registro imagen J4-100424-10X-3)

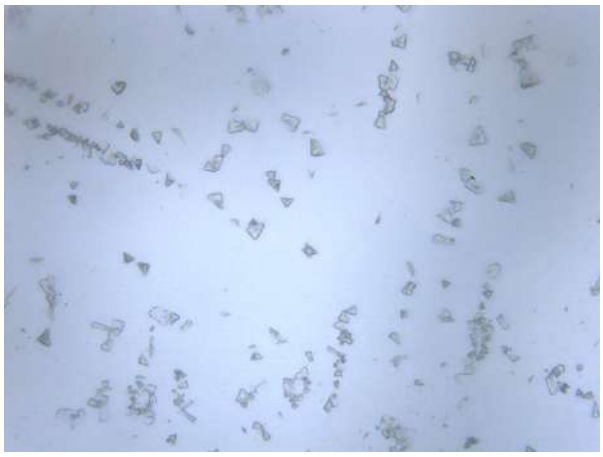


c.1 Lodo ARC con un pH reacción 9,88 unidades y una dosis 192 mg.L^{-1} (Registro imagen J5-100424-10X)

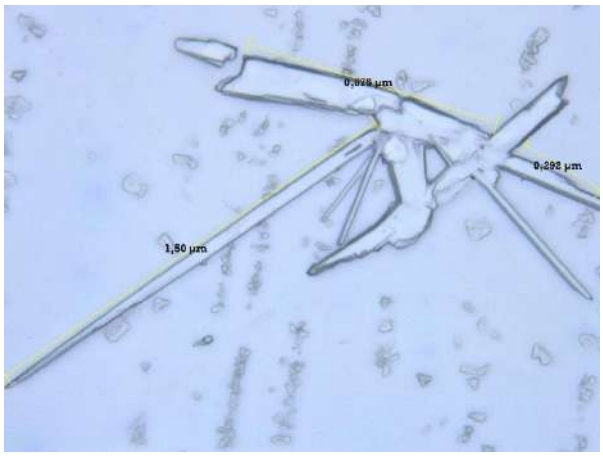


c.2 Lodo ARC con un pH reacción 9,91 unidades y una dosis 192 mg.L^{-1} (Registro imagen J6 100424-10x)

Figura 16 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con ARC.



a.1 Ensayo preliminar 1 Lodo ARC con un pH reacción 9,22 unidades y una dosis 165 mg.L^{-1} (Registro de imagen J4- 40X-210324-1)



a.2 Ensayo preliminar 2 Lodo ARC con un pH reacción 9,81 unidades y una dosis 165 mg.L^{-1} (Registro imagen J3-40X-100424-9)

Figura 17 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con una dosis de 165 mg.L^{-1}

Como se presentó en la Figura 16, para las dosis evaluadas la microscopia óptica mostró variaciones en la morfología y tamaño de los cristales para condiciones similares de pH (entre 9,80 y 9,93 unidades). Así mismo, se corroboró la influencia del pH en la formación de cristales, al observar formación de microcristales en el ensayo realizado con un pH de 9,22 unidades. Con relación a las formas de los cristales, la formación de varillas con extremos puntiagudos y microcristales predominó en la dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$) y máxima (192 $mg.L^{-1}$), y alcanzaron tamaños de 0,0653 a 0,694 µm y de 0,287 a 0,451 µm respectivamente. En contraste con la dosis mediana (165 $mg.L^{-1}$) donde se observó una morfología cruciforme con un mayor tamaño de partícula que varió entre 0,669 a 0,895 µm (Figura 16b.2. Este comportamiento fue acorde con la mayor eficiencia de reducción de fósforo que se ubicó en el 47 % y que dio lugar a una concentración efluente de 9,5 mg/L. Las morfologías observadas permiten, de manera preliminar, establecer una posible relación con la formación de fosfato de magnesio y amonio (estruvita), dado que las condiciones cinéticas promovidas mediante la adición de magnesio y el ajuste de pH buscaban su formación.

Esta interpretación se respalda en estudios previos sobre precipitación química en aguas residuales, donde, bajo condiciones experimentales similares, se han identificado estructuras como varillas, formas cruciformes, de tipo tolva y poliédricas mediante microscopía electrónica de barrido, todas asociadas a la presencia de estruvita. En ese contexto, diversos trabajos han reportado procesos exitosos de precipitación química para la obtención de estruvita a escala de laboratorio, utilizando muestras provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Por ejemplo, Moulessehoul *et al.* (2024) trabajaron con lodo procedente de la PTAR de Sidi Bel Abbès (Argelia), empleando $MgCl_2$ como reactivo a un pH de 8,5. Bajo estas condiciones, se formaron agregados cristalinos con morfologías de varilla y cruciformes, características de estruvita. De manera similar, Aguilar-Pozo et al. (2023) realizaron ensayos en laboratorio con sobrenadante de digestión anaerobia de la PTAR de Navarra (España), utilizando un reactor agitado de 7 L y MgO como reactivo de precipitación. A un pH de 8,5 se obtuvieron cristales con morfología de tolva, y a 7,96 unidades predominaron formas poliédricas (tipo ataúd). Los análisis por difracción de rayos X confirmaron la presencia de estruvita como fase principal, acompañada por magnesita, óxido de magnesio, dolomita, hidroxiapatita y carbonato de calcio, cuya formación se relacionó con el tipo de reactivo utilizado. Es relevante mencionar que, en el estudio de Guan *et al*. (2021), se advierte que la presencia de ciertos iones como Ca^{2+}, Fe^{3+} y K^{+} en el agua residual porcina puede afectar

negativamente la cristalización de estruvita, al competir con los iones esenciales (Mg^{2+}, NH_4^+ y PO_4^{3-}), lo que puede dar lugar a co- precipitados amorfos o fases no deseadas. En particular, el calcio tiende a formar fosfatos de calcio como la hidroxiapatita u otras apatitas, especialmente cuando se encuentra en concentraciones significativas (Ha *et al*., 2023).

En conjunto, los resultados preliminares y la evidencia reportada en la literatura indican que la morfología y el tamaño de los cristales generados durante la precipitación química están fuertemente influenciados por las condiciones operativas, en particular la dosis del reactivo, el pH de reacción y la composición iónica del medio. En este sentido, la dosis intermedia de 165 mg/L mostró un comportamiento más favorable en comparación con las demás concentraciones evaluadas, tanto en términos del tamaño y la morfología de los cristales formados como del rango de pH alcanzado durante el proceso (ver Figura 17). De manera preliminar, estos resultados sugirieron que esta dosis podría considerarse como la más adecuada para el proceso de precipitación química. La presencia de estructuras cristalinas como varillas, formas cruciformes o poliédricas es consistente con la formación de estruvita y otros posibles precipitados. Asimismo, la coexistencia de iones competitivos, como el calcio, puede favorecer la aparición de fases secundarias, lo que compromete la pureza del fertilizante obtenido y disminuye la eficiencia global del proceso, aspecto que debe ser considerado para futuras investigaciones y escalamiento del proceso.

7.1.3 Ensayo preliminar del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con la condición de mezcla ARC: L.M

Para validar los resultados preliminares relacionados con la dosis del reactivo de precipitación y el pH de reacción, se llevaron a cabo ensayos complementarios bajo las mismas condiciones operacionales. En esta fase, se consideró la adición de semilla (licor mixto) en seis proporciones de mezcla (100:00, 00:100, 90:10, 80:20, 70:30 y 65:35), esto con el fin de evaluar su efecto sobre la morfología y el tamaño de los cristales precipitados en el fertilizante organomineral. Paralelamente, se evaluó el desempeño del proceso en términos de la calidad del efluente, utilizando como referencia las variables de respuesta definidas en los ensayos preliminares sin adición de semilla. A continuación, se presenta el análisis correspondiente de la calidad del efluente y de los lodos generados.

7.1.3.1 Análisis del efluente o sobrenadante del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral con la condición de mezcla ARC: L.M

Para establecer la calidad del afluente de proceso, se realizó un balance de masa entre el aporte de la semilla (licor mixto) y el aporte del agua residual. Para ello se asumió una mezcla completa entre ambos. Los cálculos se realizaron a partir de la Ecuación 5 y Ecuación 6 dando como resultado la calidad del afluente de proceso. En la Tabla 24 a la Tabla 26 se presentan la calidad del afluente y efluente, y la eficiencia de remoción para cada condición de mezcla evaluada (ARC: LM).

En la Figura 18 a la Figura 21, se presenta el comportamiento de las variables de respuesta (Turbiedad, Color y Fósforo) y la eficiencia de remoción para las dosis evaluadas. De manera general se observó que al incrementarse la proporción de licor mixto presentaba un incremento proporcional en la turbiedad y el color del efluente debido al aporte del material coloidal, suspendido y disuelto. Por lo contrario, en cuanto al fósforo se observó una tendencia a menores concentraciones en el efluente, asociado posiblemente a un mejor arrastre de sólidos y cristales en los procesos de precipitación promovido por el proceso de sedimentación del licor mixto, el cual como se discutió previamente, contaba con una buena sedimentabilidad representada en valores de IVL de 66,26 y 101,62 $mL \cdot g^{-1}$.

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

Ecuación 5 Relación de la concentración y el volumen

$$C_1 = \frac{(V_{L.M} * C_{L.M}) + (V_{ARC} * C_{ARC})}{V_1}$$

Ecuación 6 Cálculo de la concentración del afluente de proceso

Donde:

C1 = Concentración de parámetro a evaluar en el afluente de proceso

V1 = Volumen total útil de la jarra (700 mL)

C2 = Concentración de parámetro a evaluar en ARC o L.M

V2 = Volumen de ARC o L.M

Tabla 24 Calidad del afluente del proceso de precipitación química para los ensayos preliminares con condiciones de mezcla ARC: L.M

Ensayo preliminar 1. Valores de afluentes proceso mezcla ARC:L.M Dosis mínima (138 mg.L^{-1}) mezcla ARC:L.M								
Variable	**Afluente ARC**	**Afluente L.M**	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
			100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
			Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
pH inicial (unidades)	8,62	7,90	8,62	7,90	8,17	8,06	8,04	7,93
Turbiedad (NTU)	301	813	301	813	352,2	403,4	454,6	480,2
Color (Pt-Co)	1930	4640	1930	4640	2201	2472	2743	2879
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	20,7	9,9	20,7	9,9	19,62	18,54	17,46	16,92
Ensayo preliminar 2. Valores de afluentes proceso mezcla ARC:L.M Dosis mediana (165 mg.L^{-1}) mezcla ARC:L.M								
Variable	**Afluente ARC**	**Afluente L.M**	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
			100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
			Jarra 7	**Jarra 8**	**Jarra 9**	**Jarra 10**	**Jarra 11**	**Jarra 12**
pH inicial (unidades)	8,62	7,90	8,44	7,78	8,13	8,17	8,17	7,99
Turbiedad (NTU)	301	813	301	813	352,2	403,4	454,6	480,2

Color (Pt-Co)	1930	4640	1930	4640	2201	2472	2743	2879
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	20,7	9,9	20,7	9,9	19,62	18,54	17,46	16,92
Ensayo preliminar 3. Valores de afluentes proceso mezcla ARC:L.M Dosis máxima (192 $mg.L^{-1}$) mezcla ARC:L.M								
Variable	**Afluente ARC**	**Afluente L.M**	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
			100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
			Jarra 13	**Jarra 14**	**Jarra 15**	**Jarra 16**	**Jarra 17**	**Jarra 18**
pH inicial (unidades)	8,62	7,90	8,40	7,76	8,13	8,16	8,16	7,99
Turbiedad (NTU)	301	813	301	813	352,2	403,4	454,6	480,2
Color (Pt-Co)	1930	4640	1930	4640	2201	2472	2743	2879
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	20,7	9,9	20,7	9,9	19,62	18,54	17,46	16,92

Nota: Ensayo de jarras 02 de mayo de 2024 (Registro ensayo prueba de jarras 020524). B1:Agua residual B2: Licor mixto

Tabla 25 Calidad del efluente del proceso de precipitación química para los ensayos preliminares con condiciones de mezcla ARC:L.M

Ensayo preliminar 1 . Dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$) mezcla ARC:L.M						
Variable	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**

pH reacción (unidades)	10,07	10,09	10,00	10,17	10,13	10,24
Turbiedad (NTU)	13,3	3,77	8,72	10,5	17,4	17,2
Color (Pt-Co)	421	106	318	320	409	380
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	10,3	17,6	7,6	8,1	10,9	6,1
Ensayo preliminar 2 . Dosis mediana (165 $mg.L^{-1}$) mezcla ARC:L.M						
Variable	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 7	**Jarra 8**	**Jarra 9**	**Jarra 10**	**Jarra 11**	**Jarra 12**
pH reacción (unidades)	10,07	10,17	10,05	10,19	10,21	10,28
Turbiedad (NTU)	12,3	3,45	10,7	10,8	10,4	10,2
Color (Pt-Co)	402	95	378	325	328	313
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	9,4	1,9	9,0	8,0	6,0	9,70
Ensayo preliminar 3 . Dosis máxima (192 $mg.L^{-1}$) mezcla ARC:L.M						
Variable	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 13	**Jarra 14**	**Jarra 15**	**Jarra 16**	**Jarra 17**	**Jarra 18**
pH reacción (unidades)	9,74	9,91	9,88	9,96	10,05	10,10
Turbiedad (NTU)	12,6	18,5	14,2	14,1	12,5	18,9
Color (Pt-Co)	300	110	280	300	420	470
Fósforo $PO4^{-3}$ ($mg.L^{-1}$)	8,0	7,2	9,6	8,8	7,7	8,4

Nota: Ensayo de jarras 02 de mayo de 2024 (Registro ensayo prueba de jarras 020524). B1:Agua residual B2: Licor mixto

Tabla 26 Eficiencias ensayo preliminar proceso de cristalización condiciones de mezcla ARC:L.M

Ensayo preliminar 1 . Dosis mínima (138 mg.L^{-1}) mezcla ARC:L.M – Remoción (%)						
Variable- Remoción %	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 1	**Jarra 2**	**Jarra 3**	**Jarra 4**	**Jarra 5**	**Jarra 6**
Turbiedad (NTU)	95,6	99,5	97,5	97,4	96,2	96,4
Color (Pt-Co)	78,2	97,7	85,6	87,1	85,1	86,8
Fósforo $PO4^{-3}$ (mg.L^{-1})	50,2	-77,8*	61,3	56,3	37,6	63,9
Ensayo preliminar 2 . Dosis mediana (165 mg.L^{-1}) mezcla ARC:L.M Remoción (%)						
Variable- Remoción %	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 7	**Jarra 8**	**Jarra 9**	**Jarra 10**	**Jarra 11**	**Jarra 12**
Turbiedad (NTU)	95,9	99,6	97,0	97,3	97,7	97,9
Color (Pt-Co)	79,2	98,0	82,8	86,9	88,0	89,1
Fósforo $PO4^{-3}$ (mg.L^{-1})	54,6	80,8	54,1	56,9	65,6	42,7
Ensayo preliminar 3 . Dosis máxima (192 mg.L^{-1}) mezcla ARC:L.M Remoción (%)						
Variable	**B1**	**B2**	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**
	100:00	**00:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**
	Jarra 13	**Jarra 14**	**Jarra 15**	**Jarra 16**	**Jarra 17**	**Jarra 18**
Turbiedad (NTU)	95,8	97,7	96,0	96,5	97,3	96,1
Color (Pt-Co)	84,5	97,6	87,3	87,9	84,7	83,7
Fósforo $PO4^{-3}$ (mg.L^{-1})	61,4	27,3	51,1	52,5	55,9	50,4

Nota: Ensayo de jarras 02 de mayo de 2024 (Registro ensayo prueba de jarras 020524) * En este dato se puede observar un incremento en la concentración de fósforo en el sobrenadante del proceso, lo que se reflejó en una eficiencia de reducción negativa; no obstante, este valor reflejó la liberación de fósforo del material particulado del licor mixto, dando indicios del aporte de fósforo asociado a procesos de solubilización. B1:Agua residual B2: Licor mixto

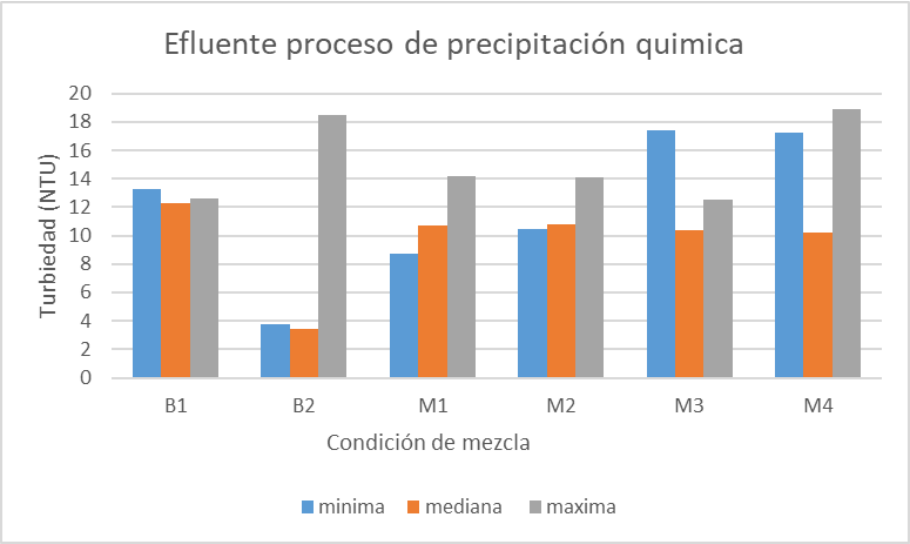


Figura 18 Comportamiento de la Turbiedad (NTU) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 $mg.L^{-1}$)

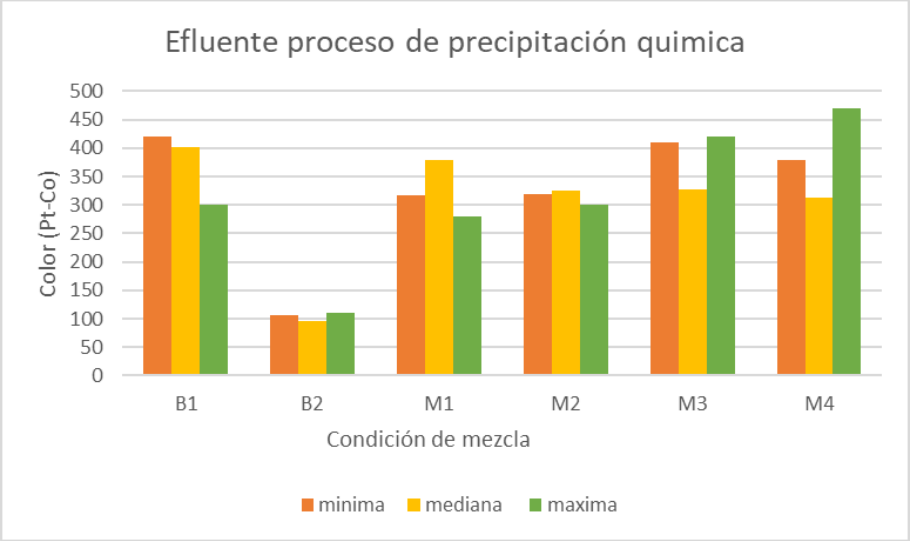


Figura 19 Comportamiento del color (Pt-Co) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 $mg.L^{-1}$)

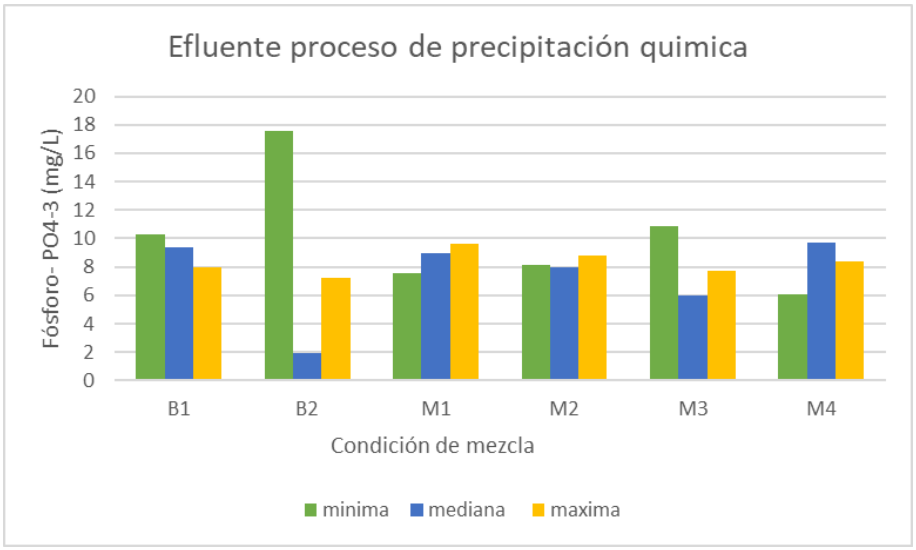


Figura 20 Comportamiento de fósforo (PO_4^{-3} mg/L) para el efluente del proceso de precipitación química a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 $mg.L^{-1}$)

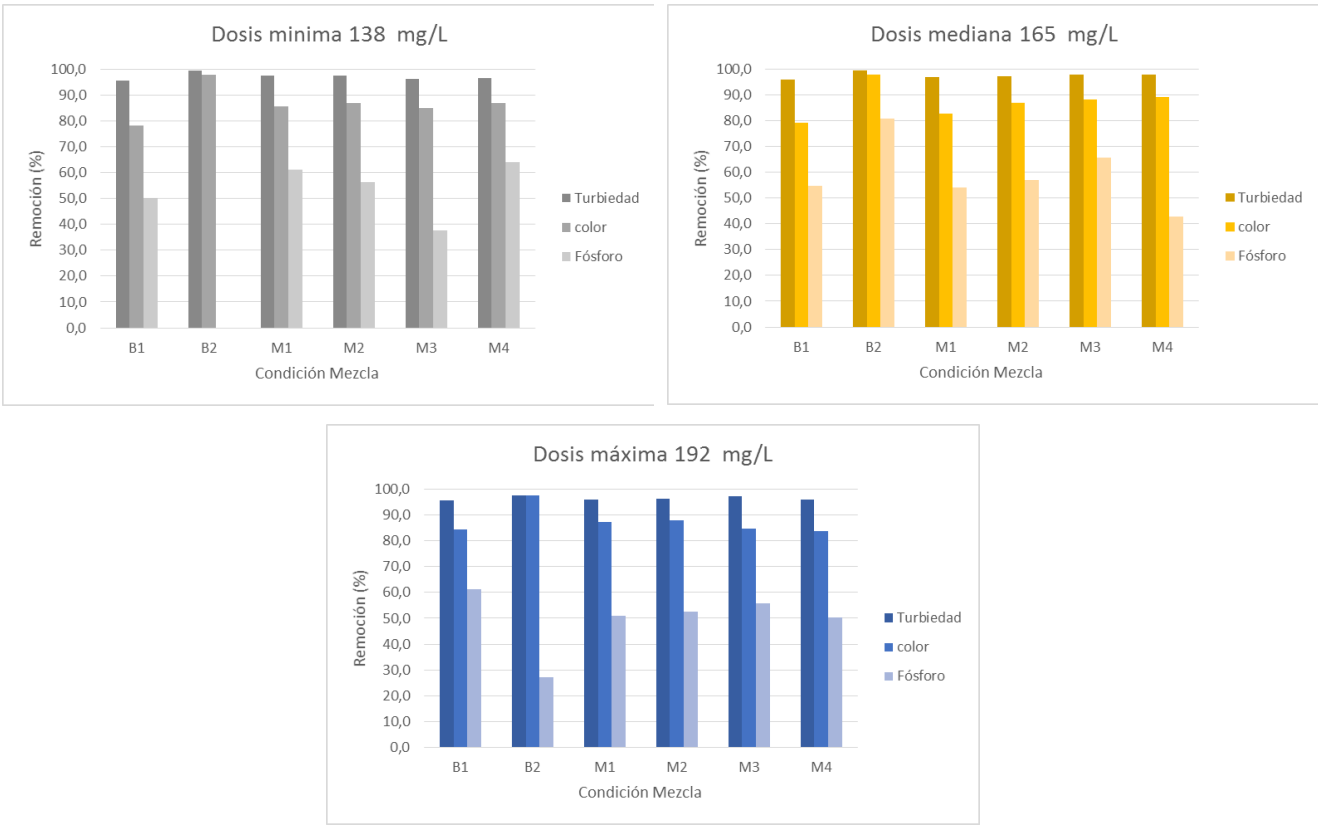


Figura 21 Eficiencia del proceso de precipitación química (% Remoción) a diferentes dosis de $MgCl_2$ (138 ,165 y 192 $mg.L^{-1}$)

En la Figura 18 se observa el comportamiento de la turbiedad para las tres dosis evaluadas teniendo en cuenta la condición la mezcla de cada jarra. Los valores mínimos obtenidos fueron 8,72, 10,2 y 12,5 NTU para la dosis mínima, mediana y máxima respectivamente, siendo la mejor calidad obtenida para la dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$) y con una condición de mezcla M1 correspondiente a una proporción de Agua residual: Licor Mixto de 90:10. En la Figura 19 se puede observar que para el color se alcanzaron valores minimos de 318, 313, 280 Pt-Co para la dosis mínima, mediana y máxima, siendo la dosis máxima (192 $mg.L^{-1}$) la que presentó la mejor calidad del efluente para una condición de mezcla M1; no obstante, comparativamente entre las diferentes condiciones de mezlca, la M2 correspondiente a una proporción de Agua residual: Licor Mixto de 80:20, fue la que presentó el mejor comportamiento global para las tres dosis evaluadas, alcanzando valores de color en el efluente para las dosis mínina, mediana y maxima de 320, 325 y 300 Pt-Co respectivamente. Por último, en la Figura 20 se presentan los valores asociados a la concentración fósforo del efluente donde los valores alcanzados fueron 6,1, 6,0 y 7,7 $mg.L^{-1}$ $PO4^{-3}$ para la dosis mínima, mediana y máxima, siendo la dosis mediana (165 $mg.L^{-1}$) y una condición de mezcla de 70:30, la que presentó la mejor calidad del efluente, aunque con valores cercanos a la dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$).

Para evaluar la eficiencia de proceso, en la Tabla 26 se presenta el porcentaje de remoción de las variables de respuesta medidas; se observa que para la dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$) en términos de la turbiedad se presenta el mayor porcentaje de remoción de 98% para la condición de mezcla 90:10, para la dosis mediana (165 $mg.L^{-1}$) el mayor porcentaje de remoción fue de 98% para la condición mezcla 65:35 y para la dosis máxima (192 $mg.L^{-1}$) la remoción fue de 97% para la condición de 70:30; mientras que para el agua residual (B1) el porcentaje de remoción fue del 96%. En cuanto al color para la dosis mínima (138 $mg.L^{-1}$) el porcentaje de remoción más alto fue 87% para la condición de 80:20 , la dosis mediana (165 $mg.L^{-1}$) alcanzo un porcentaje de remoción de 89% para la condición de mezcla 65:35 y para la dosis máxima (192 $mg.L^{-1}$) para la condición 80:20 alcanzo máxima remoción con 88%, este comportamiento está relacionado con el aporte de sólidos de la semilla de proceso que interactúa durante la neutralización de la carga de los sólidos suspendidos y coloidales durante la adición de reactivo de precipitación que se refleja en la eficiencia de proceso (Metcalf & Eddy, 2014).

En términos de remoción de nutrientes se midió el fósforo, para la dosis 138 $mg.L^{-1}$ (mínima) se logró remoción 64% para condición 65:35, en el caso dosis mediana 165 $mg.L^{-1}$ (mediana)

se obtuvo una remoción del 66% y para la dosis máxima 192 mg.L^{-1} una remoción 56% ambas para la condición 70:30. La valoración de este comportamiento y las tendencias observadas en el comportamiento de las variables analizadas, llevaron a seleccionar como dosis optima la dosis mediana de 165 mg.L^{-1}, para la cual se observó la mayor eficiencia de proceso (ver Figura 21), alcanzando porcentajes de remoción de 98, 89 y 66 % para la turbiedad, color y fósforo respectivamente.

7.1.3.2 Análisis de la microscopia óptica del fertilizante organomineral a partir de la precipitación química con la condición de la mezcla ARC: L.M

En los análisis preliminares de precipitación química para la obtención del fertilizante organomineral con la condición de la mezcla ARC: L.M, se orientaron a la exploración de la influencia del uso de licor mixto como semilla para favorecer la formación de sales o partículas de mayor tamaño. Cabe resaltar que los análisis preliminares sin adición de semilla; mostraron la formación de sales y partículas que por los antecedentes del proyecto y por las condiciones operacionales evaluadas, podrían estar asociadas a sales de fosfato, magnesio y amonio, tales como la estruvita; sin embargo, ua gran proporción de partículas presentó un tamaño pequeño lo que dificultó su sedimentación y quedaron resuspendidas en la matriz de agua generando incrementos en la concentración de fósforo. Así mismo, se destaca que con el uso de cloruro de magnesio como fuente externa de magnesio, las partículas cristalinas formadas no solo pueden estar relacionadas con sales de fosfato como la estruvita, sino también, con otras formaciones como la hidroxiapatita u otras apatitas, debido a la presencia del ion de calcio (Ca^{+2}) en el agua residual (ARC).

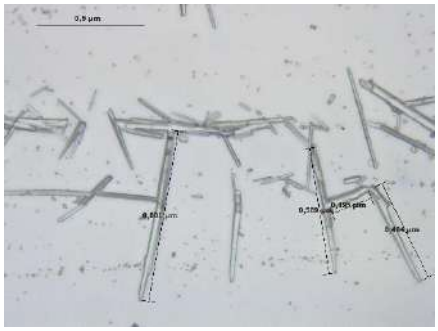
En la Tabla 37 del Anexo A, se presentan las micrografías de la microscopia óptica obtenidas a partir del objetivo 4x, 10x y 40x para cada condición de mezcla ARC:L.M evaluada con una dosis de 138 mg.L^{-1} , 165 mg.L^{-1} y 192 mg.L^{-1}. A partir de las micrografías obtenidas para condición evaluada se realizó un análisis preliminar basado en la identificación de la morfología y tamaño de las sales formadas. En los resultados obtenidos mediante micrografías a aumentos de 4x, 10x y 40x para la dosis mínima (138 mg·L^{-1}), se observó en la condición ARC (B1 100:00) la formación de cristales visibles desde el objetivo de 4x, con morfología de varillas con extremos puntiagudos y varillas con extremos asimétricos. Estas estructuras presentaron un tamaño entre 0,430 µm y 1,26 µm, según lo observado con el objetivo de 40x. En la condición LM (B2 00:100), se identificaron principalmente morfologías incompletas de varillas con extremos asimétricos, con tamaños entre 0,476 µm y 1,13 µm. Para las condiciones de

mezcla 80:20, 70:30 y 65:35, la morfología predominante correspondió a varillas con extremos puntiagudos, evidenciándose un incremento en el tamaño de los cristales, con medidas de 1,29 µm, 1,28 µm y 1,50 µm, respectivamente. En la condición 90:10 se identificó un cambio morfológico, observándose una formación dendrítica con tamaño de 1,52 µm y ramificaciones entre 1,39 µm y 1,98 µm.

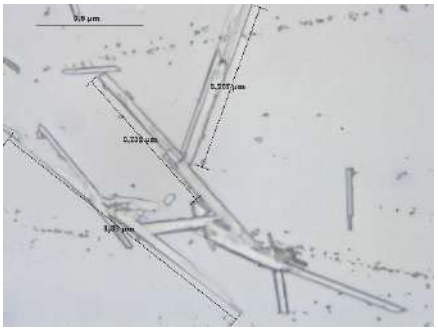
Para la dosis mediana (165 $mg \cdot L^{-1}$), en la condición ARC (B1 100:00) se presentó una morfología dendrítica incompleta, con un tamaño de 1,07 µm y ramificaciones entre 0,540 µm y 0,609 µm. En la condición LM (B2 00:100), se observaron formaciones de varillas con extremos asimétricos con un tamaño de 0,715 µm. Las condiciones 90:10 y 70:30 presentaron varillas con extremos puntiagudos, con tamaños de 0,361 µm y 1,11 µm, respectivamente. En la condición 80:20, se observó una morfología dendrítica bien definida, con un tamaño principal de 0,908 µm y una ramificación de 1,05 µm. En el caso de la mezcla 65:35, se presentó una morfología cruciforme con un tamaño de 1,39 µm y extremos de 0,732 µm y 0,737 µm. Para la dosis máxima (192 $mg \cdot L^{-1}$), se identificaron tres tipos de morfologías: varillas con extremos puntiagudos, estructuras cruciformes y formaciones dendríticas. En la condición ARC (100:00), se presentó una morfología cruciforme con un tamaño de 0,0672 µm y extremos entre 0,0362 µm y 0,0369 µm. En la condición LM (00:100), se observó la formación de varillas con extremos puntiagudos con tamaños entre 0,500 µm y 0,590 µm. Para las condiciones 90:10, 80:20 y 70:30, predominó la morfología de varillas con extremos puntiagudos, con tamaños entre 0,312 µm y 1,27 µm. En la condición 65:35, se observó una formación dendrítica con un tamaño de 1,84 µm y ramificaciones que oscilaron entre 0,390 µm y 0,722 µm.

Los hallazgos previamente descritos sobre la morfología y el tamaño de las partículas sedimentadas en las muestras, guardan relación con la información reportada en la literatura. En ensayos experimentales a escala de laboratorio, se ha documentado que bajo condiciones de alta sobresaturación (pH cercano a 8,5 unidades), predominan formaciones cristalinas de tipo varilla y cruciforme (Moulessehoul *et al.*, 2017; Aguilar-Pozo *et al*., 2023). No obstante, según lo señalado por Pastor (2008), también pueden presentarse morfologías ortorrómbicas, esféricas o dendríticas, las cuales se asocian frecuentemente a la presencia de cristales de estruvita. En términos generales, en los ensayos realizados utilizando el licor mixto como semilla, se observaron principalmente estructuras tipo varilla, cruciforme y dendrítica, tal como se ejemplifica en la Figura 22 y como puede observarse en detalle en el Anexo A. La variabilidad morfológica identificada podría estar vinculada a la presencia de otros iones en el

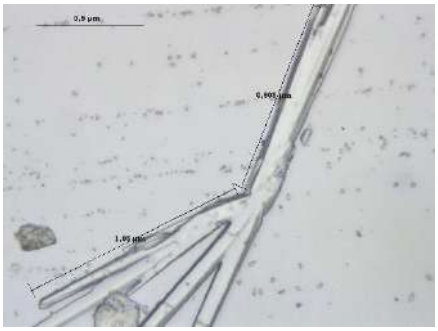
medio, los cuales compiten con los iones esenciales para la formación de estruvita (Mg^{2+}, PO_4^{3-} y NH_4^+), favoreciendo la aparición de estructuras amorfas o formaciones cristalinas incompletas (Ha *et al*., 2023).



a) Estructura tipo varilla
Jarra 9-020524-40X - M1 (90:10)- Dosis165 mg/L, pH 10,05 unidades



b) Estructura tipo cruciforme
Jarra12-020524-40X-2- M4 (65:35) - Dosis165 mg/L, pH 10,28 unidades



c) Estructura dendrítica
Jarra10-020524-40X-5 - M2 (80:20) - Dosis 165 mg/L, pH 10,19 unidades

Figura 22 Resumen de las principales estructuras observadas en el fertilizante organomineral

En relación con el tamaño de las partículas, en estudios preliminares realizados con agua residual (ARC), se observó la formación de partículas cristalinas con tamaños inferiores a 20 µm bajo condiciones de sobresaturación, a un pH de 9,34 unidades y con una dosis de 211 mg/L de $ClMg^{2+}$ (Vásquez et al., 2022). Aunque la dosis máxima evaluada (192 mg/L) generó partículas de mayor tamaño que la dosis media (maximo de 1,84 µm frente a 1,39 µm), se consideró que esta diferencia no fue significativa, al observar una tendencia a generar partícuals con diferentes morfologías y tamaños con variaciones similares. Teniendo en cuenta estos resultados y que de manera global, la dosis de 165 mg/L permitió alcanzar un mejor desempeño del proceso, con eficiencias de remoción del 98 % para turbiedad, 89 % para color y 43 % para fósforo (PO_4^{3-}), se seleccionó la dosis mediana (165 mg/L) como la condición favorable para analizar en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización, puesto que presentó un mejor equilibrio entre la eficiencia de remoción y la morfología y tamaño de los cristales, con relación a las otras dosis evaluadas.

7.2 EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE PROCESO DE CRISTALIZACIÓN TENIENDO EN CUENTA LA NORMATIVIDAD COLOMBIANA VIGENTE PARA EL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LA CALIDAD DEL FERTILIZANTE ORGANOMINERAL OBTENIDO

Una vez realizados los ensayos preliminares, los cuales permitieron no solo definir las condiciones experimentales óptimas como la dosis del reactivo (165 mg. L^{-1}) y el pH de reacción (9,7 unidades), sino también, explorar los posibles efectos del uso de licor mixto como semilla, se llevaron a cabo los ensayos experimentales finales. Estos se desarrollaron utilizando un volumen de trabajo mayor (10 L de volumen útil), en el reactor de cristalización, bajo las condiciones operativas descritas en el ítem 6.2.2 de la metodología. Los ensayos realizados en el reactor de cristalización estuvieron orientados a evaluar la calidad del efluente generado durante el proceso, así como a analizar la influencia del licor mixto como semilla en la calidad del fertilizante organomineral obtenido. Para ello, se trabajaron diferentes proporciones de mezcla ARC: L.M (90:10, 80:20, 70:30 y 65:35) y condiciones de referencia sin mezcla (blancos 00:100 y 100:00).

Vale la pena destacar, que si bien las condiciones fisicoquímicas garantizadas fueron similares a las utilizadas en los ensayos preliminares, el escalamiento del proceso generó cambios asociados a la geometría del reactor y a la distribución de las hélices para la mezcla, lo cual se reflejó en la respuesta esperada en el proceso conllevando a nuevos retos para futuras investigaciones. El análisis del desempeño del proceso de cristalización fue realizado teniendo en cuenta el siguiente esquema de análisis:

- Análisis de la calidad del efluente del proceso o sobrenadante del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para la obtención del fertilizante organomineral.
- Análisis del desempeño del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para la obtención fertilizante organomineral.
- Análisis de la calidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC:L.M

7.2.1 Análisis de la calidad del efluente del proceso o sobrenadante del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones mezcla ARC: L.M para la obtención del fertilizante organomineral

En la Tabla 27 se presentan los valores de las variables fisicoquímicas medidas para el análisis de la calidad del efluente o sobrenadante de proceso, seguido del análisis de las variables de respuesta en contraste con el cumplimiento de los valores máximos permisibles para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficial (Resolución 0631 de 2015), vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas (Resolución 0883 de 2018) y el uso de aguas residuales (Resolución 1256 de 2021 y Decreto 1076 de 2015).

Para el análisis del comportamiento de las variables de respuesta, se construyeron dos tipos de gráficas; las de barras, cuyo objetivo fue visualizar las concentraciones obtenidas para cada ensayo, y los diagramas de cajas y alambres (BoxPlot) cuyo propósito fue agrupar los resultados globales que mostraran la amplitud en la variabilidad de los datos (comportamiento estadístico).

Tabla 27 Resumen de calidad del efluente o sobrenadante de proceso para ensayo experimental variación de semilla ARC: L.M

Ensayo experimental. Dosis $MgCl_2$ (165 $mg.L^{-1}$). Efluente o sobrenadante de proceso									
Condición Mezcla		**100-0**	**0-100**	**90-10**	**80-20**	**70-30**	**65-35**	**Promedio**	**Mediana**
Variable	**Unidades**								
Turbiedad	NTU	89,5	44,4	88,8	36,5	36,7	18,1	52	41
Color	Pt-Co	980	682	892	660	580	480	712	671
pH proceso	Unidades	9,79	9,7	9,7	9,93	9,79	9,72	9,77	9,76
Alcalinidad total	mg $CaCO3.L^{-1}$	410	620	360	280	380	410	410	395
Dureza Total	mg $CaCO3.L^{-1}$	900	860	840	700	840	800	823	840
Dureza Cálcica	mg $CaCO3.L^{-1}$	140	220	200	100	120	320	183	170
Dureza Magnésica	mg $CaCO3.L^{-1}$	760	640	640	600	720	480	640	640
Calcio disuelto	Adimensional	56	88	80	40	48	128	73	68
Magnesio disuelto	Adimensional	184,9	155,7	155,7	146	175,2	116,8	156	156
DQO	mg.L-1	754	574	750	498	542	584	617	579
DBO_5	mg.L-1	366	420	395	363	342	345	372	365
Sólidos totales	mg.L-1	1840	1712	1898	2660	2588	3748	2408	2243
Sólidos disueltos totales	mg.L-1	1790	1692	1890	2626	2572	3704	2379	2231
Sólidos volátiles	mg.L-1	954	774	1016	1874	1924	1532	1346	1274
Relación SV/ST	Adimensional	0,52	0,45	0,54	0,70	0,74	0,41	0,56	0,53
Relación SSV/SST	Adimensional	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
Relacion SST/ST	Adimensional	0,03	0,012	0,004	0,013	0,006	0,012	0,01	0,01
Sólidos Fijos	mg.L-1	886	938	882	786	664	2052	1035	884

Ensayo experimental. Dosis $MgCl_2$ (165 $mg.L^{-1}$). Efluente o sobrenadante de proceso									
Sólidos suspendidos totales	mg.L-1	50	20	8	34	16	44	29	27
Sólidos suspendidos volátiles	mg.L-1	26	11	4	18	8	23	15	14
Nitrógeno total	mg.L-1	45,6	78	32,2	42,4	48,2	53,4	50	47
Nitrógeno Amoniacal total	mg.L-1	33,8	77	25,8	34,6	30,6	32	39	33
Nitratos NO_3	mg.L-1	5,2	4	5	4,2	14,8	12	8	5
Nitritos NO_2	mg.L-1	0,05	0,74	0,22	1,06	1,96	2,6	1,1	0,90
Fósforo PO_4^{-3}	mg.L-1	12,5	16,3	12,8	10	10,5	11,2	12	12

❖ **Nitrógeno**

El nitrógeno es un elemento fundamental para las funciones metabólicas de los seres vivos, está presente en el aire, el suelo y en el agua. Debido a su complejidad química se presenta en siete estados de oxidación diferente y forma parte de una gran diversidad de compuestos. En el agua residual su presencia está asociada a disoluciones naturales de depósitos geológicos y gran parte proviene de actividades antrópicas como los fertilizantes, descarga material orgánico como: orina, material fecal, entre otros (Von sperling, 2012). En el agua residual cruda, las formas de nitrógeno presentes corresponden principalmente al nitrógeno orgánico y al nitrógeno amoniacal. Sin embargo, durante el proceso de degradación (oxidación), se observa una disminución del nitrógeno orgánico y un aumento del nitrógeno amoniacal, lo cual es acorde a lo esperado en procesos de mineralización de nitrógeno que ocurren rápidamente debido a las condiciones biológicas típicas de una agua residual en proceso de descomposición; del mismo modo si se encuentra bajo condiciones aerobias, es posible que los procesos de transformación continúen, promoviendo también el incremento en la concentración de nitritos y nitratos (Mohamad, 2022).

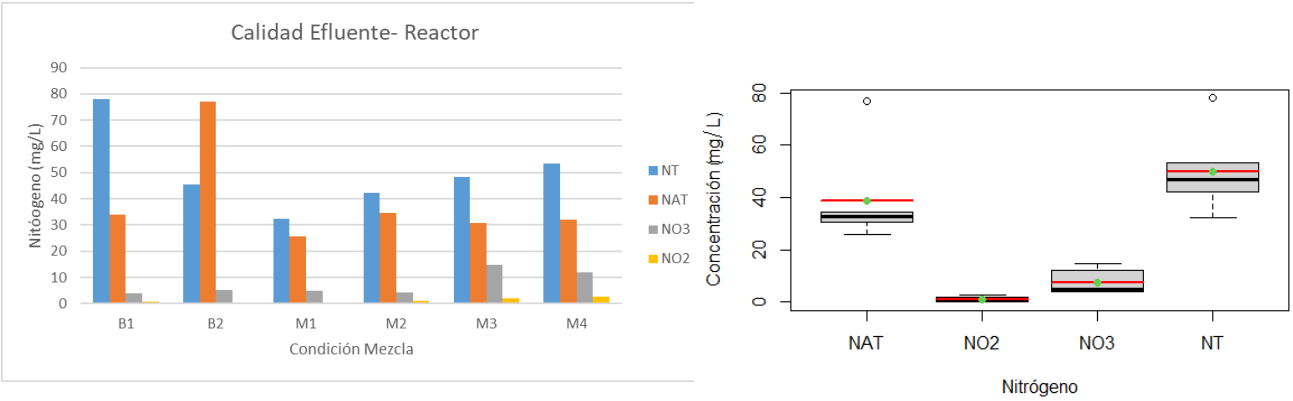
En la Figura 23.a, se puede observar que para las condiciones de mezcla evaluadas (M1 a M4), se presentó una reducción en la concentración de nitrógeno total, con relación a la concentración observada en el efluente del proceso sin adición del licor mixto como semilla (B1). Este resultado sugiere que a pesar del aporte de nitrógeno del licor mixto (B2), su incorporación en proporciones adecuadas puede contribuir a reducir la concentración final de nitrógeno en el efluente, asociado posiblemente a su efecto mejorador en la formación y arrastre de cristales, y a la captura de nutrientes en la fase sólida. En este sentido, la adición de semilla no solo cumple su función como agente para la nucleación en la precipitación química, sino que también, mejora el desempeño del proceso en términos de reducción del nitrógeno total en la matriz de agua.

En relación con las mezclas evaluadas, se observó que el incremento en la proporción de licor mixto, no generó una reducción en la concentración observada de nitrógeno total en el efluente. Este comportamiento pudo estar asociado al aporte de nitrógeno propio del licor mixto y a su vez a procesos de mineralización del nitrógeno orgánico presente en el lodo, lo cual incrementó la concentración de NAT, tal como se observó en el efluente B2, donde su

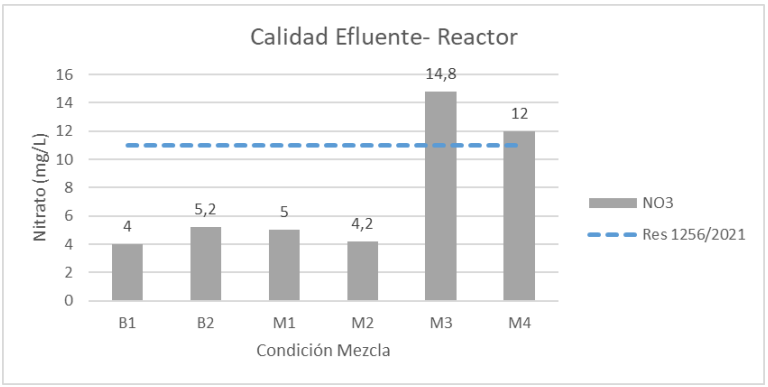
concentración fue mayor a la observada en las otras condiciones. Complementariamente, en el diagrama de caja (ver Figura 23.b) se observa el comportamiento general de los datos para las distintas especies de nitrógeno. La mediana de concentración fue de 47, 33, 5,0 y 0,90 mg L^{-1} para nitrógeno total (NT), nitrógeno amoniacal (NAT), nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-), respectivamente. Estos resultados fueron menores a los reportados en el afluente a cada proceso, lo cual como se detalla posteriormente el ítem 7.2.2 (Nitrógeno), evidenció que independientemente de la proporción de licor mixto empleada, se presenta una disminución del contenido de nitrógeno en la matriz líquida, lo que sugiere que una parte sustancial del nitrógeno es capturada en el lodo generado contribuyendo al enriquecimiento del fertilizante organomineral obtenido.

Por último, en relación con el cumplimiento normativo, la Resolución 0631 de 2015 y la Resolución 0883 de 2018 establecen los parámetros y valores límites máximos permisibles para vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y marinos, respectivamente. Para el nitrógeno y sus diferentes formas, dichas resoluciones no contemplan un valor límite específico para aguas residuales domésticas, aunque sí recomiendan su análisis y reporte. Por otra parte, la Resolución 1256 de 2021, que reglamenta el uso de aguas residuales tratadas con fines agrícolas, establece un valor máximo permitido de 11 mg·L^{-1} para nitratos. En los ensayos realizados, se evidenció que en las proporciones de mezcla más altas (M3 y M4), la concentración de nitratos en el efluente supera dicho valor límite (ver Figura 23.c). Si bien este exceso no compromete directamente la calidad del fertilizante organomineral obtenido ya que el nitrato residual permanece en la fase líquida y no en el lodo, sí tiene implicaciones en el marco del proceso de recuperación de nutrientes cuando este se integra a un sistema de tratamiento de agua residual convencional. Dependiendo del punto en el que se incorpore el proceso dentro de la línea del tratamiento, el efluente generado deberá ajustarse a los límites establecidos por la normativa vigente.

En caso de que el proceso opere de forma independiente y su efluente sea vertido directamente deberá cumplir con los valores límites para el vertimiento. Por el contrario, si se incorpora en otro punto del tratamiento, el efluente deberá cumplir con la calidad requerida para la etapa subsecuente. Por lo tanto, el cumplimiento o no de estos límites influye en la viabilidad de su implementación y no en las propiedades del lodo generado.



a. Variación condición de mezcla **b. Comportamiento Estadístico**



c. Cumplimiento normativo

Figura 23 Comportamiento del Nitrógeno en el efluente o sobrenadante de proceso

❖ Fósforo

El fósforo es un elemento esencial e insustituible para la vida y la producción agrícola, ya que participa activamente en procesos bioquímicos fundamentales. A pesar de su importancia, es un recurso no renovable, extraído principalmente de la roca fosfórica. Su presencia en el ambiente se ha convertido en una fuente significativa de contaminación, debido a actividades antrópicas como la agroindustria. Al ser un nutriente clave para el crecimiento de las plantas, los fertilizantes contienen cantidades considerables de fósforo, lo que puede generar excedentes en los cultivos. Este exceso, no absorbido por las plantas, es liberado al entorno y, mediante procesos de lixiviación, puede llegar a los cuerpos de agua, desencadenando fenómenos de eutrofización en los ecosistemas acuáticos (Xingyang, 2023).

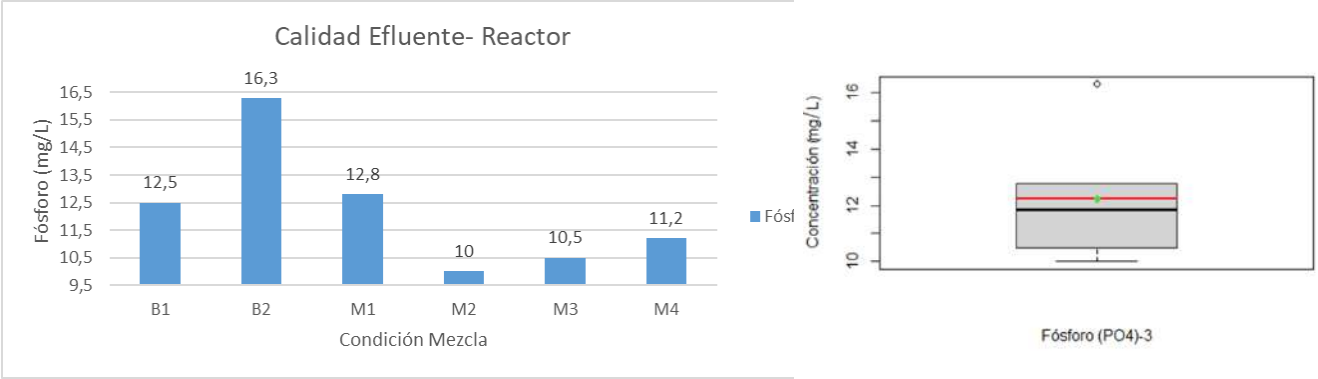
En las aguas residuales, el fósforo se encuentra principalmente en forma de fosfatos, que se clasifican en ortofosfatos solubles, polifosfatos y fosfatos orgánicos. Estas especies se

presentan en su mayoría en forma disuelta (85–95 %) y en menor proporción como partículas (5–15 %). En el caso de aguas residuales urbanas crudas, los ortofosfatos representan entre el 15 % y el 35 % del fósforo total, mientras que en aguas residuales tratadas mediante procesos secundarios, principalmente biológicos, esta fracción puede aumentar, representando entre el 50 % y el 90 % del total de fosfatos (Ronzano y Dapena, 1995). En la Figura 24.a se observa que, para las condiciones de mezcla evaluadas (M1, M2, M3 y M4), la concentración de ortofosfato (PO_4^{3-}) en el efluente presentó una disminución considerable respecto al valor obtenido en el blanco ARC (B1). Las condiciones M2 (80:20), M3 (70:30) y M4 (65:35) alcanzaron concentraciones finales de 10,0 mg/L, 10,5 mg/L y 11,2 mg/L, respectivamente. En términos estadísticos, se obtuvo una mediana general de 12 mg/L para los tratamientos evaluados y una desviación estándar de 2,28 mg/L, lo cual evidencia una tendencia decreciente en los valores de fósforo conforme aumenta la proporción de licor mixto.

Este comportamiento sugiere que la adición de licor mixto actúa como semilla, favoreciendo la remoción de fósforo al proporcionar sitios de nucleación durante la cristalización, lo que potencia la eficiencia del proceso de precipitación química. La presencia de partículas semilla ha sido reportada en la literatura como un factor clave para mejorar la formación de cristales de estruvita y su posterior recuperación del medio acuoso (Ronteltap *et al*., 2007; Pastor, 2008). Estudios recientes han confirmado que este efecto puede ser replicado incluso con materiales no convencionales como los microplásticos. Por ejemplo, Yan *et al*. (2024) demostraron que la presencia de 30 mg/L de microplásticos de tereftalato de polietileno (PET) en sistemas de cristalización de estruvita aumentó la tasa de nucleación y crecimiento en un 43 % y permitió alcanzar una pureza superior al 80 %. En contraste, la presencia de ácido húmico redujo la eficiencia del proceso al favorecer la formación de newberyita que corresponde a una sal secundaria. Estos hallazgos destacan cómo la naturaleza y características del material semilla, incluyendo compuestos orgánicos disueltos o partículas en suspensión, pueden influir significativamente en la morfología, eficiencia de recuperación y calidad del fertilizante organomineral obtenido.

En promedio el valor de fósforo (PO_4^{-3}) en el efluente fue de 12,22 $mg.L^{-1}$ para las condiciones de mezcla evaluadas (ver Figura 24b), respecto al cumplimiento normativo en la resolución 0631 de 2015 y la resolución 0883 de 2018 para los valores limites máximos permisibles en el vertimiento en fuente superficial y fuentes marinas, se solicita el análisis y reporte; sin embargo en el caso de soluciones individuales, actividades industriales, comerciales o de

servicios se establece el valor límite de vertimiento de ortofosfatos (PO_4^{-3}) de 0.3 $mg.L^{-1}$para el vertimiento en fuentes marinas, por otra parte en la Resolución 1256 de 2021 este parámetro no es regulado para el uso de las aguas residuales. Teniendo en cuenta el referente normativo se realizaría el análisis y reporte de la variable para las condiciones de mezcla evaluadas, considerando las características del afluente de proceso.



a. Variación Condición de mezcla **b. Comportamiento Estadístico**

Figura 24 Comportamiento del Fósforo en efluente o sobrenadante de proceso

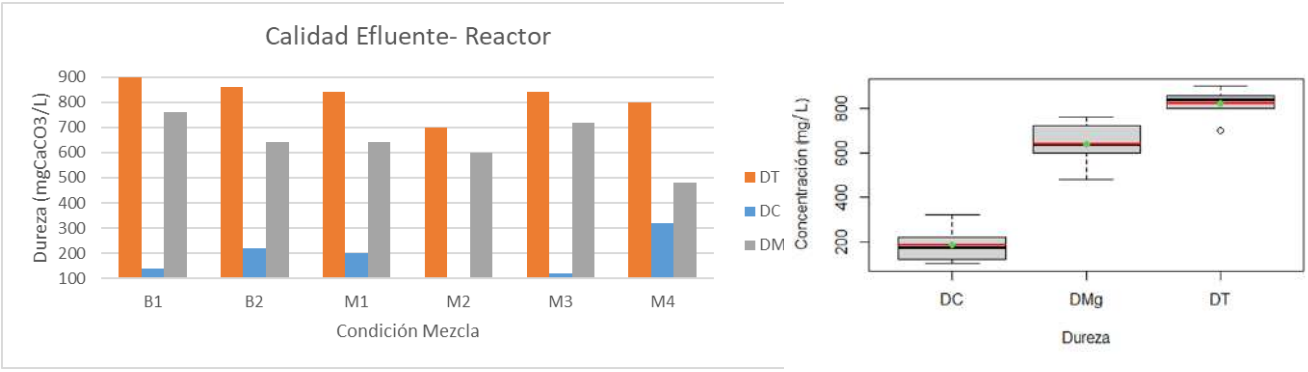
❖ Dureza

La dureza es un parámetro que está asociado con la presencia de iones metálicos divalentes como el calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}), estroncio (Sr^{+2}), Hierro (Fe^{+2}) y aniones como el bicarbonato (HCO_3^-), sulfatos (SO_4^{-2}), cloruros (Cl^-); la dureza total de agua está relacionada principalmente con contenido de bicarbonatos de calcio y magnesio, también conocida como dureza temporal (Soto,2010). En procesos de recuperación de nutrientes la dureza es una variable indirecta para identificar el calcio disponible Ca^{+2} medido como dureza cálcica, además de conocer el magnesio Mg^{+2} disponible a partir de la dureza magnésica; los cuales dan paso a la formación de fosfatos de calcio y fosfatos de magnesio como estruvita (Yuanyao *et al*., 2017; Tansel *et a*l., 2018).

Como se observa en la Figura 25.a para las condiciones de mezcla evaluadas (M1, M2, M3 y M4) la dureza total disminuyo con relación al blanco ARC (B1),principalmente para la condición de mezcla M2 (80:20) y para la mezcla M4 (65:35) con un valor de 700 $mg.L^{-1}$ y 800 $mg.L^{-1}$ respectivamente, para la dureza cálcica la concentración en el efluente de la condición de mezcla M2 (80:20) y M3 (70:30) fueron los valores más bajos con una concentración de 100 $mg.L^{-1}$ y 120 $mg.L^{-1}$ con relación a las demás condiciones de mezcla y el valor de 140 $mg.L^{-1}$

del blanco ARC (B1) ; estos valores están asociados al calcio (Ca^{+2}) disuelto de 40 $mg.L^{-1}$ y 48 $mg.L^{-1}$ para la condición mezcla M2 y M3. Estos resultados evidencian parcialmente la influencia positiva de la semilla sobre el proceso de precipitación química, en cuanto a la disponibilidad del calcio para la formación de las sales que enriquecen el fertilizante organomineral.

Para el comportamiento de los datos, se encontró un valor promedio de 823 $mgCaCO_3.L^{-1}$ para la dureza total, para la dureza cálcica 183 $mgCaCO_3.L^{-1}$ y 640 $mgCaCO_3.L^{-1}$ para la dureza magnésica (Figura 25.b); los valores alcanzados de la dureza magnésica están asociados al reactivo de precipitación química empleado en el proceso para la obtención del fertilizante organomineral. En cuanto al cumplimiento normativo en la resolución 0631 de 2015 y la resolución 0883 de 2018 para los valores limites máximos permisibles en el vertimiento en las fuentes superficiales y las fuentes marinas no se considera un valor límite para estos parámetros, ni su reporte y análisis y en la resolución 1256 de 2021 este parámetro no es regulado. Cabe resaltar que el incremento considerable de la dureza cálcica en el efluente para la condición de mezcla M4 (65-35) puede estar relacionada con la formación de sales de fosfatos de calcio que no precipitaron, pues se ha reportado anteriormente que los pequeños cristales formadas presentan baja sedimentabilidad (Moulessehoul *et al*., 2024; Vásquez *et al*., 2022).



a. Variación Condición de mezcla **b. Comportamiento Estadístico**

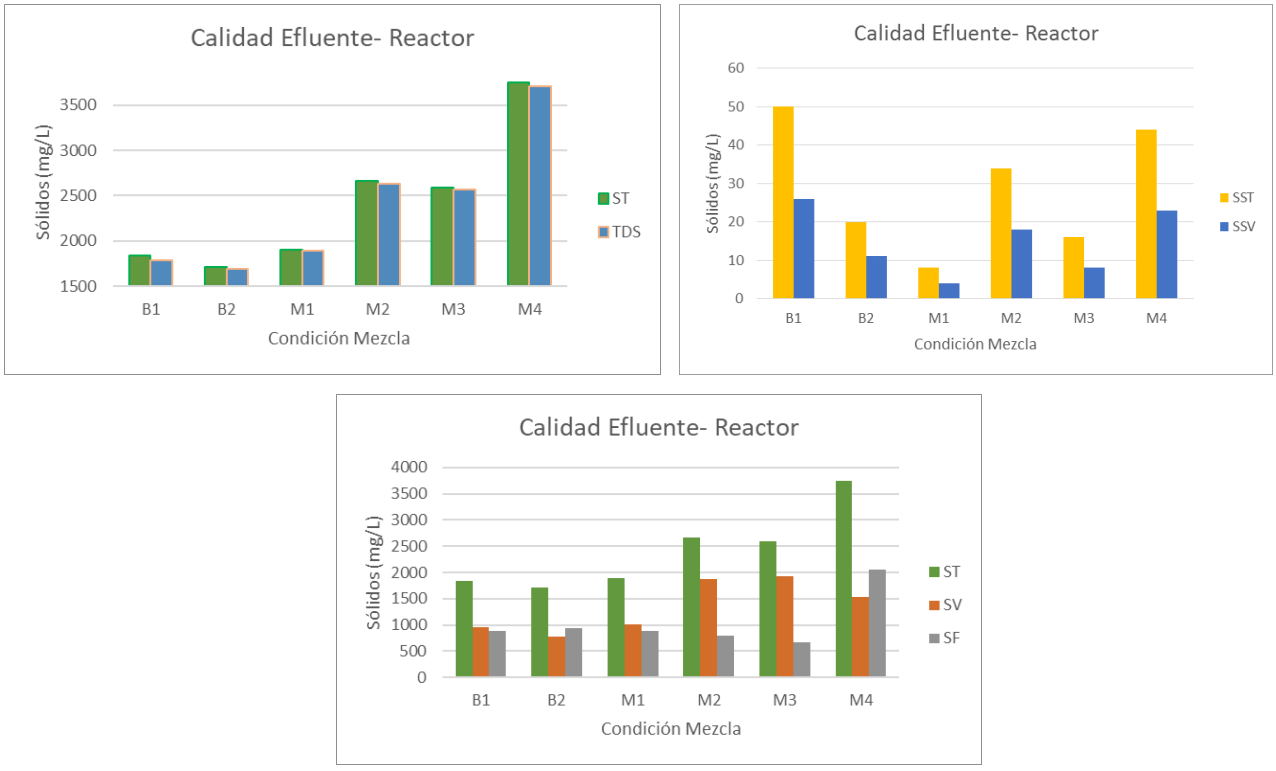
Figura 25 Comportamiento de Dureza en efluente o sobrenadante de proceso

❖ Sólidos

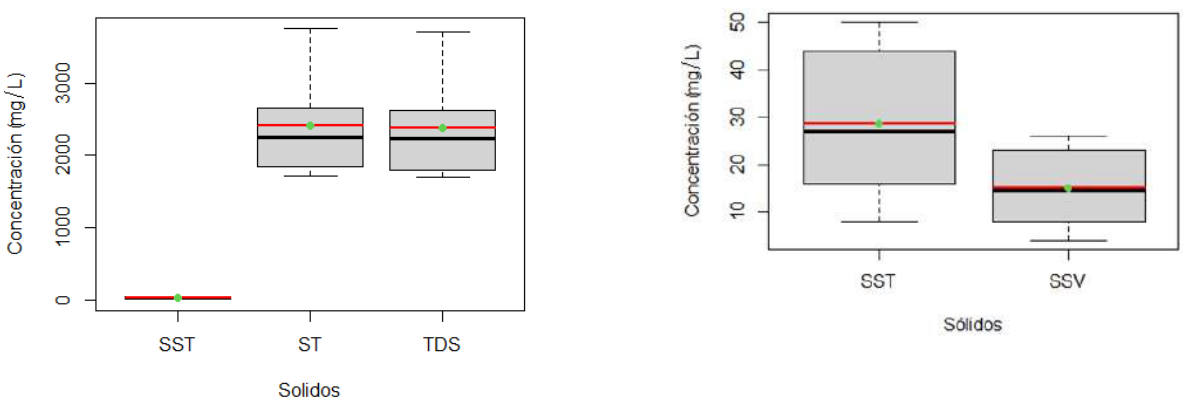
Los sólidos contenidos en el agua residual se encuentran conformados por microorganismos y material orgánico e inorgánico, presente de forma suspendida, disuelta y coloidal (Metcalf & Eddy,2014). Los sólidos disueltos suelen ser de tamaños <2.0 µm y están asociados con la

presencia de sales, minerales, metales y cualquier otro compuesto orgánico o inorgánico que se disuelve en el agua (IDEAM,2020). Como se observa en la Figura 26.a el mayor contenido de sólidos totales en los efluentes estuvo asociado al contenido de material disuelto, lo cual es un comportamiento esperado debido a que en el proceso se está promoviendo la formación de sales. Por otro lado, para los sólidos suspendidos totales, se identificaron valores entre 8 y 50 $mg.L^{-1}$, de los cuales se observó una tendencia a presentar menores concentraciones en los efluentes de los procesos con mezcla de licor mixto, demostrando que la incorporación de la semilla puede favorecer el arrastre de microcristales que usualmente suelen quedar resuspendidos en la matriz de agua debido a su baja sedimentabilidad (Vásquez *et al*. (2022).

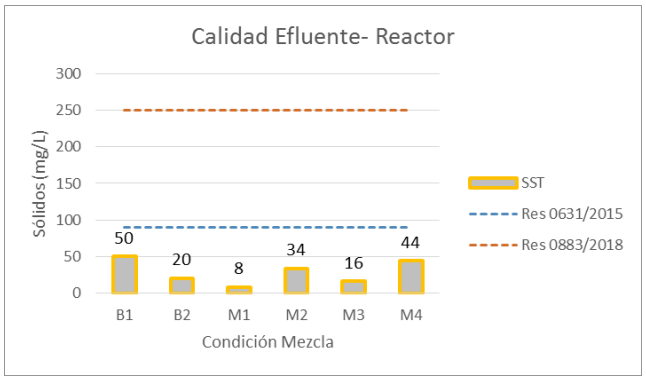
Con base en el diagrama de cajas y alambres (Figura 26.b) se pudo observar que el valor de la mediana (27 $mg.L^{-1}$) y la media (29 $mg.L^{-1}$) para los SST fueron muy similares en términos globales, mostrando que las diferentes condiciones de mezcla ofrecieron una calidad del efluente muy estable. Del mismo modo, los valores obtenidos permitieron cumplir con los límites máximos permitidos para esta variable, puesto que en términos del vertimiento puntual a fuentes superficiales se establece un valor de 90 $mg.L^{-1}$ y para el vertimiento a fuentes marinas de 250 $mg.L^{-1}$ (ver Figura 26.c).



a. Variación condición de mezcla



b. Comportamiento Estadístico



c. Cumplimiento normativo

Figura 26 Comportamiento de Sólidos en el efluente o sobrenadante de proceso

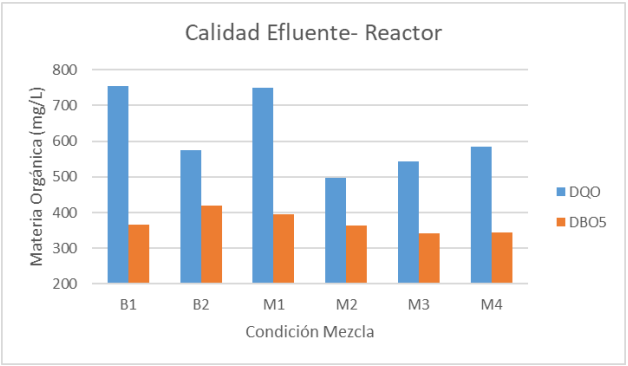
❖ Materia Orgánica

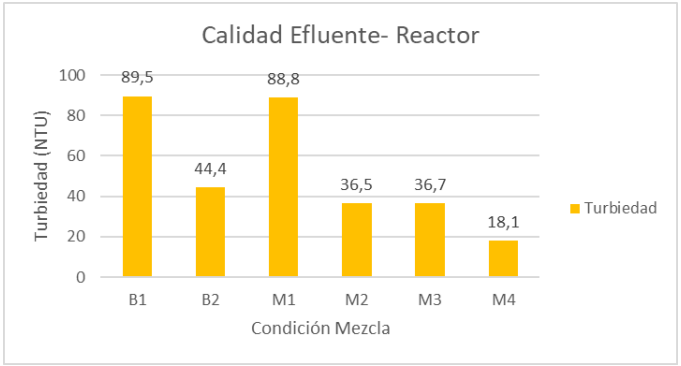
La materia orgánica en el agua residual se presenta en forma particulada y disuelta; por lo cual las variables como la DQO, la DBO_5, el color y la Turbiedad pueden ser utilizados como variables de respuesta para analizar la calidad del efluente del proceso de precipitación química. La demanda química de oxígeno (DQO) indica el contenido de materia orgánica midiendo el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable mediante un agente químico oxidante y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación de materia orgánica biodegradable en medio aerobio por medio de microorganismos (Raffo y Ruiz, 2014). La turbidez del agua se ocasiona por la presencia de partículas en suspensión y refleja el contenido de material coloidal, mineral u orgánico, por otra parte, el color del agua se debe a la presencia de materia orgánica natural,

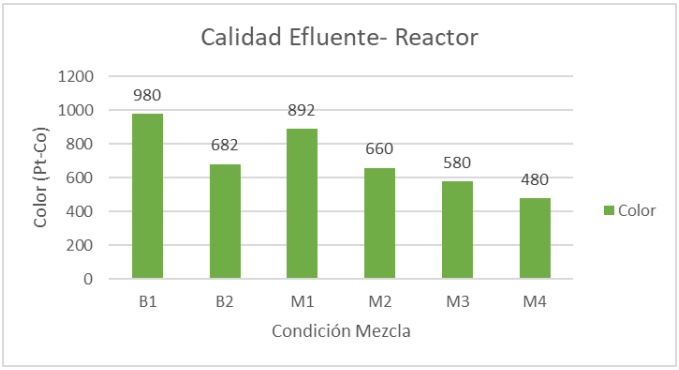
como sustancias húmicas, metales como hierro, manganeso o cobre que se encuentra disuelta o en suspensión (Bolivar *et al*., 2021).

Como se ha reportado anteriormente variables como la DQO y DBO_5 no pueden ser medidos con regularidad, debido a la naturaleza del proceso dificulta la detección debido a interferencias con el método (Vásquez *et al*., 2022), además se ha identificado que la presencia de otros iones como el silicio o sales como silicato puede inhibir la eliminación de DQO en procesos de precipitación por electrodeposición (Zhu *et al*., 2023). Por lo cual se midió la turbiedad, el color como variables asociadas a la remoción de material orgánico. En la Figura 27.a se observa que con relación al blanco ARC (B1), para las condiciones de mezcla evaluadas se presenta una reducción de la concentración de DQO, Aunque; como se mencionó se presentan interferencias con el método de medición que se reflejan en los valores del efluente respecto a los valores del afluente de proceso obtenido, por lo cual se realiza el análisis en términos de la turbiedad y el color.

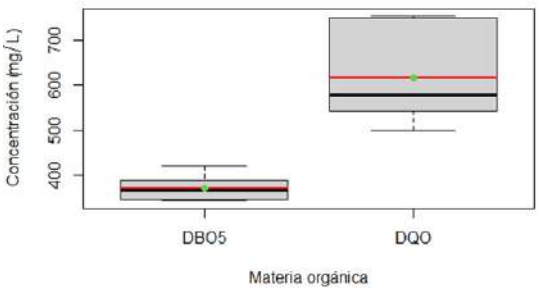
Para caso de la turbiedad y el color con relación al blanco ARC (B1), la condición de mezcla M4 (65:35) presento el valor más bajo de turbiedad (18 NTU) y Color (480 Pt-Co), lo que refleja que el incremento de la proporción de semilla favorece la reducción del material particulado y soluble debido al aporte de sólidos al proceso que favorece el proceso de precipitación química y por tanto la calidad del efluente de proceso (Figura 27.a). En la Figura 27.b el comportamiento promedio de la turbiedad fue de 52 NTU y para el color 712 Pt-Co par las condiciones de mezcla evaluadas, el cumplimiento normativo para el vertimiento las variables asociadas a la materia orgánica, solo se regula la DQO y DBO_5 para vertimiento puntual a fuentes superficiales se espera valores máximos 180 y 90 $mg.L^{-1}$ respectivamente, para el vertimiento en fuentes marinas es de 450 $mg.L^{-1}$ y 250 $mg.L^{-1}$ los valores medidos en el experimento no cumplen con los limites permisibles; sin embargo no se considera los valores obtenidos puesto que se presentaron interferencias con el método de medición (ver Figura 27.c), para el caso de la Resolución 1256 de 2021 para uso de aguas residuales no se regulan estos parámetros.

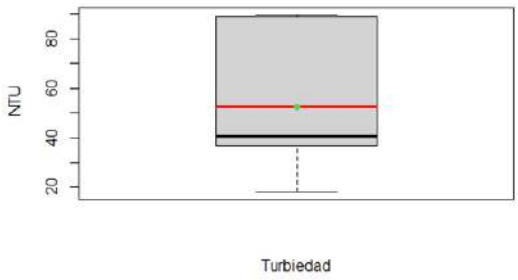


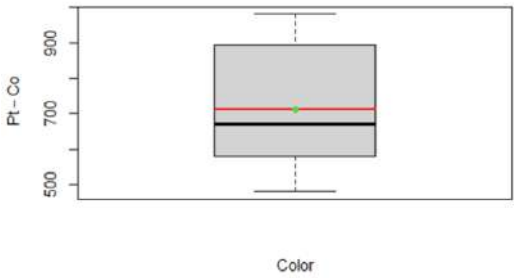




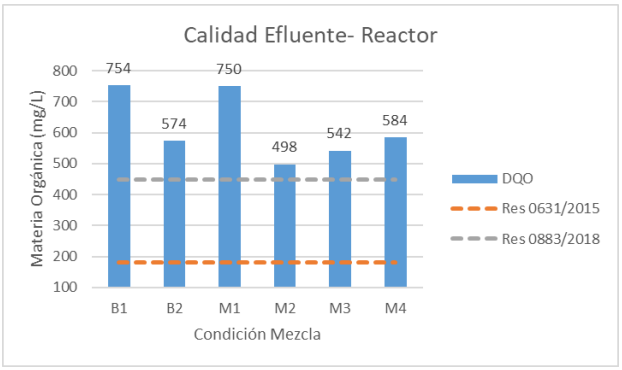
a. Variación condición de mezcla

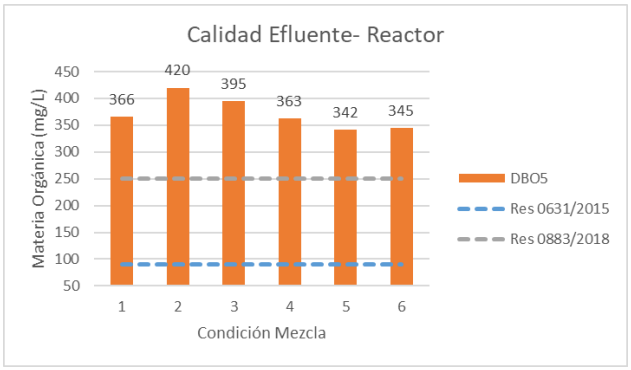






b. Comportamiento Estadístico



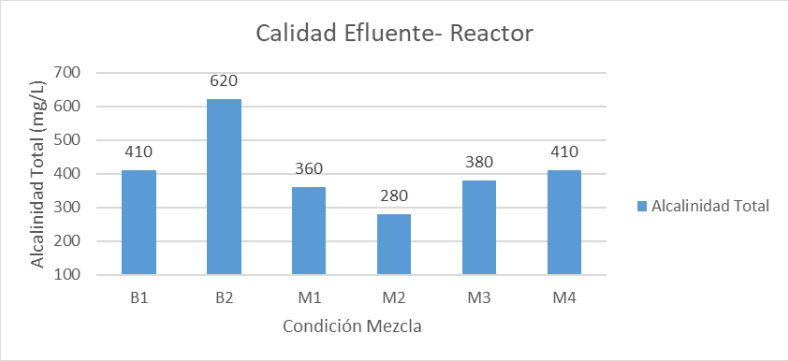


c. Cumplimiento normativo

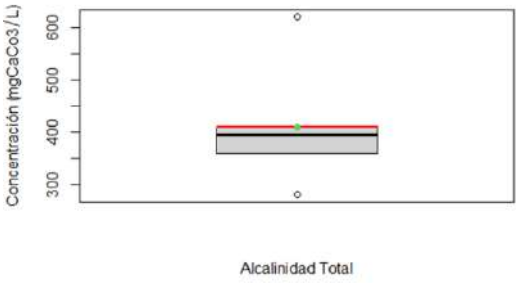
Figura 27 Comportamiento de materia orgánica en efluente o sobrenadante de proceso

❖ Alcalinidad Total

La alcalinidad total es un indicador de la calidad de agua y de su capacidad para neutralizar ácidos; la alcalinidad del agua está en función del contenido de carbonato, bicarbonato e hidróxido. Se toma como indicador de la concentración de estos constituyentes; Los valores medidos también pueden incluir contribuciones de boratos, fosfatos, silicatos, u otras bases que estén presentes (IDEAM, 2005). En el proceso de recuperación de nutrientes la alcalinidad total influye en la cantidad necesaria de calcio disponible para favorecer la formación de fosfatos de calcio como la hidroxiapatita, además el calcio disponible puede reaccionar primero con los bicarbonatos del agua para formar carbonato de calcio ($CaCO_3$) (Vesilind,1998, citado por Vasconcelos, 2013). En la Figura 28.a se presentan los valores obtenidos para cada condición de mezcla se refleja una disminución significativa para la condición de mezcla M1 (90:10), M2 (80:20) y M3 (70:30), mientras que para la condición M4 (65-35) se alcanza el mismo valor del blanco ARC (B1). el comportamiento promedio de la alcalinidad total fue de 410 $mg.L^{-1}$ y la mediana de 395 $mg.L^{-1}$ (ver Figura 28.b). En términos de la normatividad esta variable fisicoquímica no se regula para vertimiento puntual a fuentes superficiales, fuentes marinas y para uso de agua residual.



a. Variación condición de mezcla



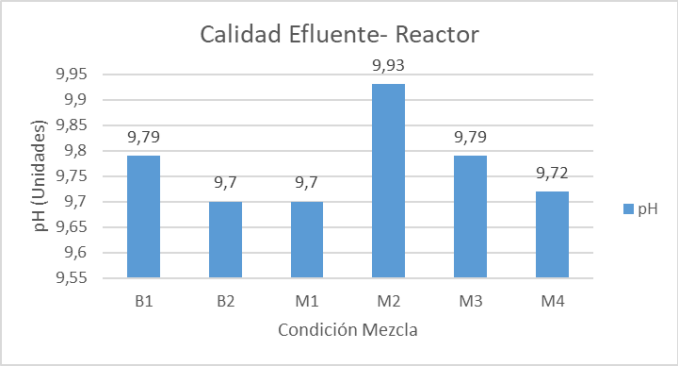
b. Comportamiento Estadístico

Figura 28 Comportamiento de Alcalinidad Total en efluente o sobrenadante de proceso

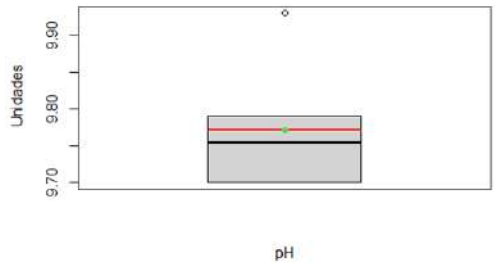
❖ pH

el pH es fundamental en los procesos de tratamiento de agua, principalmente en procesos de recuperación de nutrientes para alcanzar condiciones de baja solubilidad y promover la precipitación en el caso de emplear reactivos de precipitación selectivos como cloruro de magnesio (ClMg2) a pH de 8,5 a 9,5 unidades cristalización fosfato de magnesio y amonio como la estruvita (Guan *et al*., 2023). En la Figura 29.a se observa que para las condiciones de mezcla evaluadas, la mayoría alcanzo el pH óptimo definido previamente como 9,7 unidades para una dosis óptima de 165 $mg.L^{-1}$ acorde las características fisicoquímicas del afluente de proceso , en la condición de mezcla M2 (80:20) el pH fue mayor con 9,93 unidades, los resultados obtenidos son acordes con las condiciones del proceso. Dado que el proceso de precipitación química el valor de pH es fundamental para lograr la sobresaturación, principalmente en la recuperación de fosfatos de magnesio y amonio se requieren valores de pH elevados alrededor de 9,5 unidades para alcanzar eficiencias de recuperación del 80%

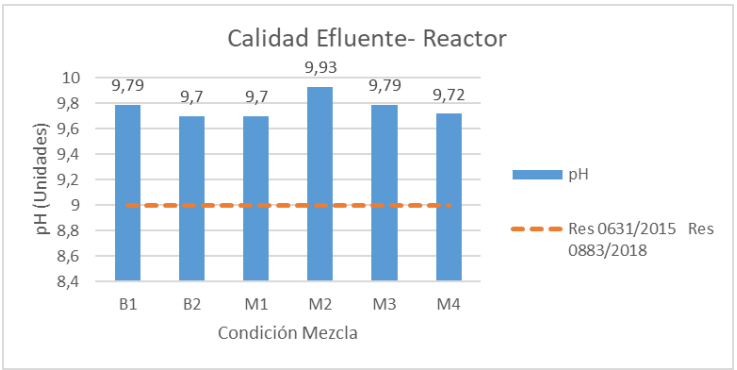
(Pastor, 2008). En promedio para las condiciones de mezcla el pH de proceso fue de 9,77 unidades (Figura 29.b). En cuanto al cumplimiento normativo, se observa que el valor límite establecido para el vertimiento puntual en las fuentes superficiales y el vertimiento en fuentes marinas es de 9.0 unidades, para la calidad del efluente en cada condición de mezcla no se cumple con la restricción normativa (ver Figura 29.c), por lo que se podría considerar la estabilización del pH en el efluente de proceso, por otra parte en cuanto al uso de agua residual no se establece un valor limite, ni la medición del parámetro.



a. Variación condición de mezcla



b. Comportamiento Estadístico

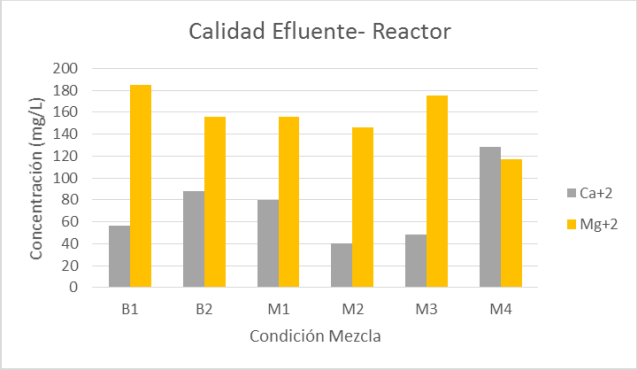


c. Cumplimiento normativo

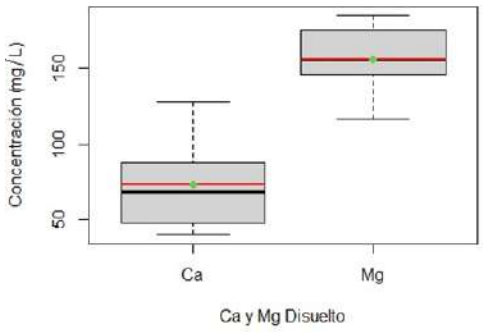
Figura 29 Comportamiento de pH en efluente o sobrenadante de proceso

❖ Calcio y magnesio disuelto

El calcio disuelto se calculó a partir de la dureza cálcica y el magnesio disuelto a partir de la dureza magnésica, para identificar la fuente de magnesio y calcio en el agua. En el efluente de proceso se calculó el calcio y magnesio disuelto como indicador indirecto de la posible formación de sales de fosfato de calcio y fosfato de magnesio amonio u otras sales; en el caso de alcanzar una reducción en relación con el afluente de proceso. Esto está relacionado con la relación molar que se debe alcanzar en el proceso de precipitación química, para precipitar sales como la estruvita se debe alcanzar la relación molar de amonio $(NH4)^{+}$, magnesio (Mg^{+2}) y fosfato $(PO_4)^{-3}$ de 1:1:1 (Tansel *et al*., 2018). En la Figura 30.a se observa magnesio disuelto se presenta en mayor proporción que el calcio disuelto, es el comportamiento esperado, debido a que el reactivo de precipitación química ($MgCl_2$) aporta el exceso de magnesio (Mg^{+2}) necesario para lograr la relación molar para la formación de sales de fosfato de amonio y magnesio como la estruvita , de las condiciones de mezcla evaluadas la mezcla M4 (65:35) alcanzo el mayor valor de calcio disuelto de 128 $mg.L^{-1}$ respecto al blanco ARC (B1); lo cual refleja la influencia positiva de la semilla (L.M) al proceso, si bien la semilla aporta sólidos y soporte al proceso de cristalización, también realiza un aporte de iones como el calcio (Ca^{+2}), que no se considera. En cuanto al comportamiento estadístico, el promedio de calcio disuelto fue de 73 $mg.L^{-1}$ y para el magnesio de 156 $mg.L^{-1}$ (ver Figura 30.b).



a. Variación condición de mezcla



b. comportamiento Estadístico

Figura 30 Comportamiento de Calcio y magnesio disuelto en efluente o sobrenadante de proceso

7.2.2 Análisis del desempeño del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M para la obtención fertilizante organomineral

Para el análisis del desempeño de proceso de precipitacióon química para la obtención del fertilizante organomineral, se presenta Tabla 28 valores de afluente de proceso y Tabla 29 con valores de afluente y efluente de proceso, seguido del análisis desempeño de cada variable evaluada.

Tabla 28 Resumen Afluente del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

Ensayo experimental. Dosis $MgCl_2$ (165 mg.L^{-1}) Afluente de proceso									
Condición Mezcla		B1	B2	M1	M2	M3	M4	**Promedio**	**Mediana**
Variable	**Unidades**	**100:0**	**0:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**		
Turbiedad	NTU	707	298	181	237	281	268	329	275
Color	Pt-Co	1200	1470	1006	1250	2300	2900	1688	1360
pH proceso	Unidades	6,94	8,94	7,69	8,52	8,23	8,3	8	8
Alcalinidad total	mg CaCO3.L-^{1}	260	480	254	274	290	300	310	282
Dureza Total	mg CaCO3.L-^{1}	200	160	320	200	140	400	237	200
Dureza Cálcica	mg CaCO3.L-^{1}	80	120	100	160	120	120	117	120
Dureza Magnésica	mg CaCO3.L-^{1}	120	40	220	40	20	280	120	80
Calcio disuelto	Adimensional	32	48	40	64	56	48	48	48
Magnesio disuelto	Adimensional	29,2	9,7	53,5	9,7	4,9	68,1	29	19
DQO	mg.L-1	570	430	431	577	601	773	564	574
DBO5	mg.L-1	358	411	271	339	342	636	393	350
Sólidos totales	mg.L-1	1240	912	684	2084	1764	2384	1511	1502
Sólidos disueltos totales	mg.L-1	584	568	374	1140	965	1304	822	774
Sólidos volátiles	mg.L-1	888	440	370	1906	1388	740	955	814
Relación SV/ST	Adimensional	0,72	0,48	0,54	0,91	0,79	0,31	0,63	0,63
Relación SSV/SST	Adimensional	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63

Ensayo experimental. Dosis $MgCl_2$ (165 $mg.L^{-1}$) Afluente de proceso									
Condición Mezcla		B1	B2	M1	M2	M3	M4	**Promedio**	**Mediana**
Variable	**Unidades**	**100:0**	**0:100**	**90:10**	**80:20**	**70:30**	**65:35**		
Relacion SST/ST	Adimensional	0,53	0,38	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45
Sólidos Fijos	mg.L-1	352	472	314	178	376	1664	559	364
Sólidos suspendidos totales	mg.L-1	656	344	310	944	799	1080	689	728
Sólidos suspendidos volátiles	mg.L-1	412	216	195	594	502	679	433	457
Nitrógeno total	mg.L-1	43,4	101,8	37,6	68,4	58	43,4	59	51
Nitrógeno Amoniacal total	mg.L-1	39,4	93,6	31,8	47	49,2	40	50	44
Nitratos NO3	mg.L-1	8,8	4,2	7,8	4,4	2	3,4	5,1	4
Nitritos NO2	mg.L-1	0,07	1,22	0,83	1,38	3,18	2,62	1,6	1,3
Fósforo PO4-3	mg.L-1	14,6	19,9	14,2	17	16,6	18,1	17	17

Tabla 29 Resumen desempeño de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M – Afluente y Efluente

Ensayo experimental . Dosis $MgCl_2$ (165 $mg.L^{-1}$) .Afluente y Efluente de proceso													
Condición Mezcla		**B1**		B2		M1		M2		M3		M4	
		100:0		**0:100**		**90:10**		**80:20**		**70:30**		**65:35**	
Variables fisicoquímicas	**Unidades**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**
Turbiedad	NTU	707	89,5	298	44,4	181	88,8	237	36,5	281	36,7	268	18,1
Color	Pt-Co	1200	980	1470	682	1006	892	1250	660	2300	580	2900	480
pH proceso	Unidades	6,94	9,79	8,94	9,7	7,69	9,7	8,52	9,93	8,23	9,79	8,3	9,72
Alcalinidad total	mg CaCO3.L^{-1}	260	410	480	620	254	360	274	280	290	380	300	410
Dureza Total	mg CaCO3.L^{-1}	200	900	160	860	320	840	200	700	140	840	400	800
Dureza Cálcica	mg CaCO3.L^{-1}	80	140	120	220	100	200	160	100	120	120	120	320
Dureza Magnésica	mg CaCO3.L^{-1}	120	760	40	640	220	640	40	600	20	720	280	480
Calcio disuelto	Adimensional	32	56	48	88	40	80	64	40	56	48	48	128
Magnesio disuelto	Adimensional	29,2	184,9	9,7	155,7	53,5	155,7	9,7	146	4,9	175,2	68,1	116,8
DQO	mg.L-1	570	754	430	574	431	750	577	498	601	542	773	584
DBO5	mg.L-1	358	366	411	420	271	395	339	363	342	342	636	345
Sólidos totales	mg.L-1	1240	1840	912	1712	684	1898	2084	2660	1764	2588	2384	3748
Sólidos disueltos totales	mg.L-1	584	1790	568	1692	374	1890	1140	2626	965	2572	1304	3704
Sólidos volátiles	mg.L-1	888	954	440	774	370	1016	1906	1874	1388	1924	740	1532

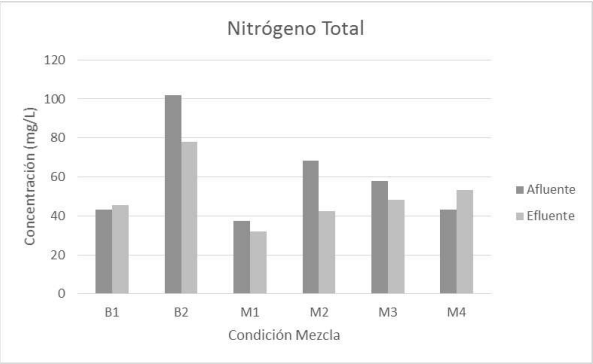
Ensayo experimental . Dosis $MgCl_2$ (165 $mg.L^{-1}$) .Afluente y Efluente de proceso													
Condición Mezcla		**B1**		B2		M1		M2		M3		M4	
		100:0		**0:100**		**90:10**		**80:20**		**70:30**		**65:35**	
Variables fisicoquímicas	**Unidades**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**	**A**	**E**
Relación SV/ST	Adimensional	0,72	0,52	0,48	0,45	0,54	0,54	0,91	0,70	0,79	0,74	0,31	0,41
Relación SSV/SST	Adimensional	0,63	0,53	0,63	0,53	0,63	0,53	0,63	0,53	0,63	0,53	0,63	0,53
Relacion SST/ST	Adimensional	0,53	0,03	0,38	0,012	0,45	0,004	0,45	0,013	0,45	0,006	0,45	0,012
Sólidos Fijos	mg.L-1	352	886	472	938	314	882	178	786	376	664	1664	2052
Sólidos suspendidos totales	mg.L-1	656	50	344	20	310	8	944	34	799	16	1080	44
Sólidos suspendidos volátiles	mg.L-1	412	26	216	11	195	4	594	18	502	8	679	23
Nitrógeno total	mg.L-1	43,4	45,6	101,8	78	37,6	32,2	68,4	42,4	58	48,2	43,4	53,4
Nitrógeno Amoniacal total	mg.L-1	39,4	33,8	93,6	77	31,8	25,8	47	34,6	49,2	30,6	40	32
Nitratos NO3	mg.L-1	8,8	5,2	4,2	4	7,8	5	4,4	4,2	2	14,8	3,4	12
Nitritos NO2	mg.L-1	0,07	0,05	1,22	0,74	0,83	0,22	1,38	1,06	3,18	1,96	2,62	2,6
Fósforo PO4-3	mg.L-1	14,6	12,5	19,9	16,3	14,2	12,8	17	10	16,6	10,5	18,1	11,2

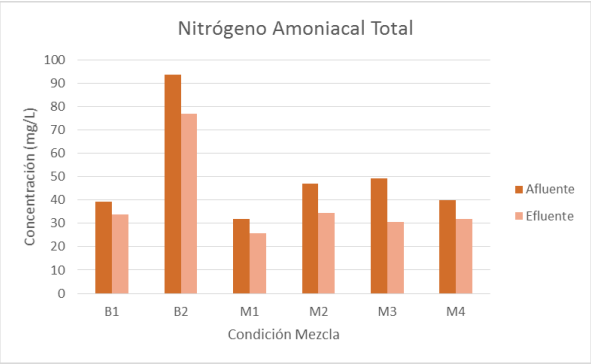
Nota: A:afluente y E: efluente

❖ Nitrógeno

En la Figura 31 se observa que el nitrógeno total se presentó una reducción en el efluente (Promedio 50 $mg.L^{-1}$) respecto al valor de afluente (promedio 59 $mg.L^{-1}$), principalmente para la condición de mezcla M2 (80-20), M3 (70-30) y en menor proporción para M4 (65-35). para el nitrógeno amoniacal total se presentó una reducción en las condiciones de mezcla M2, M3 y M4 se logro un valor efluente promedio 39 $mg.L^{-1}$ y 50 $mg.L^{-1}$ para el afluente de proceso. El comportamiento para los nitritos y nitratos en el afluente fue un valor promedio de 1,6 $mg.L^{-1}$ y 5,1 $mg.L^{-1}$ respectivamente, con relación al efluente se presentó una disminución para los nitritos con un valor promedio de 1,1 $mg.L^{-1}$ y en caso de los nitratos se presentó un aumento con un valor promedio de 8,0 $mg.L^{-1}$, principalmente en la mezcla M3 (70-30) y M4 (65-35) se alcanzó el máximo valor 14,8 y 12 respectivamente.

La precipitación química para la recuperación de fósforo como estruvita puede remover alrededor del 20- 30% de nitrógeno total del agua residual (Santos et al.,2024). Sin embargo, es importante la relación molar N/P , ya que, si se logra una proporción N/P de 2, la tasa de recuperación de nitrógeno puede alcanzar el 28 % aunque si la proporción aumenta la tasa de recuperación disminuye, por lo que es más importante la concentración de nutrientes iniciales, en consecuencia, es recomendable mantener una relación de N/P fija y aumentar el valor Mg y P para promover el crecimiento de cristales como la estruvita (Wang *et al.*,2021).





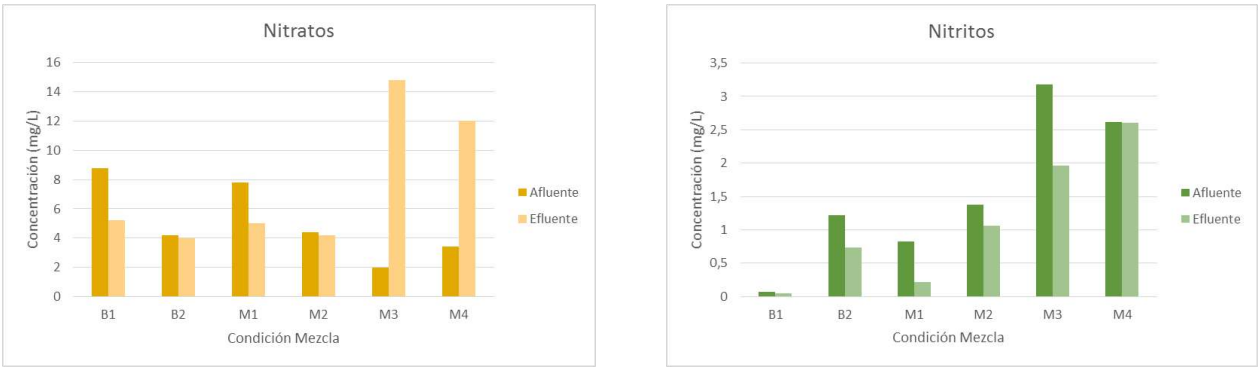


Figura 31 Desempeño del Nitrógeno en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Fósforo

En la Figura 32 se observa una disminución de fósforo (ortofosfato) en el efluente con relación al valor de fósforo de afluente de proceso; esta remoción está asociada con la formación de sales de fosfato dadas condiciones experimentales, sin embargo en promedio el valor de fósforo fue de 17 $mg.L^{-1}$ para el afluente con un valor mínimo de 14 $mg.L^{-1}$ y un valor máximo de 19,9 $mg.L^{-1}$ debido al aporte de la semilla de proceso (L.M), para el efluente se logró un valor promedio de fósforo de 12 $mg.L^{-1}$ con un valor mínimo de 10 $mg.L^{-1}$ y máximo de 16 $mg.L^{-1}$. La concentración de fósforo en el afluente es un factor relevante para la implementación del proceso de recuperación, puesto que la precipitación de estruvita puede eliminar alrededor del 80-90% del fósforo reactivo soluble (ortofosfato), es decir la fracción de fósforo total disponible para la reacción; sin embargo, acorde con un estudio se requiere concentraciones mínimas de fósforo 30 $mg.L^{-1}$, puesto que solo se logró recuperar 4% de fósforo de una solución con una concentración inicial de 20 $mg.L^{-1}$ disminuyendo la formación potencial de estruvita, convirtiéndose en un factor limitante de proceso (Santos *et al*., 2024).

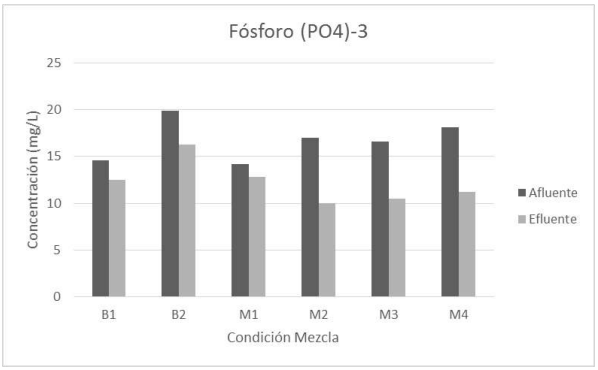


Figura 32 Desempeño de Fósforo en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Dureza

En la Figura 33 se observa que la dureza total del afluente en promedio fue de 237 $mg.L^{-1}$ y en efluente de proceso la dureza total se incrementó con un valor promedio de 823 $mg.L^{-1}$, debido a que la dureza cálcica y principalmente la dureza magnésica se aumentó por el reactivo de precipitación empleado; como resultado el promedio de dureza magnésica del efluente fue 640 $mg.L^{-1}$ y a su vez la dureza cálcica fue de 183 $mg.L^{-1}$,respecto al valor promedio del afluente de 117 $mg.L^{-1}$ y 120 $mg.L^{-1}$ para la dureza cálcica y magnésica respectivamente. En el proceso de recuperación es necesario la adición de fuentes externas de magnesio para alcanzar las relaciones molares deseadas ($Mg:PO_{4}^{-3}$: NH_4^+) para inducir la precipitación de estruvita, siendo el suministro de Mg^{+2} esencial para que la precipitación sea efectiva, por lo que sales de magnesio como $MgCl_2$ (Kataki *et al*., 2016). Por otra parte, la condición de mezcla de M2 (80-20) la dureza cálcica de efluente fue menor con una concentración 100 $mg.L^{-1}$ con relación a la concentración de 160 $mg.L^{-1}$ del afluente, podría estar relacionado con la interacción con otros iones para la formación cristales que precipitaron en el lodo del proceso, por el contrario para la condición de mezcla M4 (65-35) la concentración en el afluente 120 $mg.L^{-1}$ y en el efluente de proceso de 320 $mg.L^{-1}$, si bien este comportamiento puede estar relacionado con la formación de cristales que no precipitaron y se quedaron suspendidos en el sobrenadante de proceso (Vásquez *et al*., 2022).

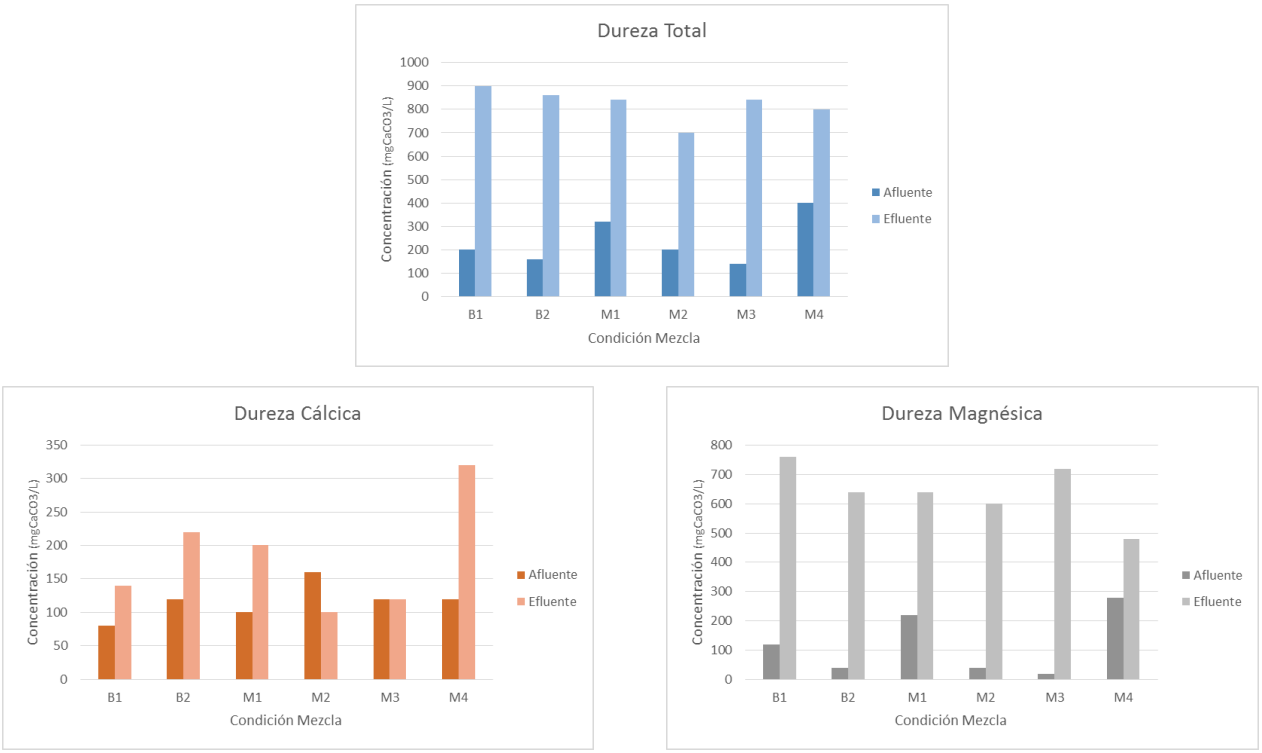


Figura 33 Desempeño de Dureza en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Sólidos

En la Figura 34 se observa que los sólidos totales del efluente aumentaron respecto a los sólidos totales del afluente. Este comportamiento estuvo asociado a un incremento en la concentración de sales disueltas tal como pudo apreciarse con el incremento de la dureza (ver Figura 33) y de los sólidos disueltos (Figura 34), aspectos que son un resultado directo de la adición del cloruro de magnesio para la formación de las sales que enriquecerían el lodo y promoverían la producción del fertilizante organomineral. Para el control de la cristalización de la estruvita, suele medirse la conductividad que a su vez está relacionada con los sólidos disueltos totales (TDS), ya que si se incrementa la conductividad en el agua estará asociada a más sales disueltas en el agua, al alcanzar la fase de la cristalización disminuye la conductividad por tanto los sólidos disueltos, debido a la transferencia de fosfatos de la fase acuosa a la fase sólida (Moulessehoul et al., 2017); en ese sentido se espera que se presente una reducción en los sólidos suspendidos totales y que el precipitado formado contenga sales de amonio, magnesio y fosfato como ditmaritte, newberita, bobierrita, cattita, entre otras

(Tansel *et al*., 2018), comportamiento que fue observado para las diferentes proporciones de mezcla AR:LM.



Figura 34 Desempeño de sólidos en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Materia orgánica

En la Figura 35 se observa el comportamiento DQO,DBO_5,Turbiedad y Color en el proceso de precipitación química, para el caso de la DQO y DBO_5 se encontró en el afluente de proceso en promedio 564 $mg.L^{-1}$ para DQO y 393 $mg.L^{-1}$ para la DBO_5 ; sin embargo para el efluente de proceso el promedio de la DQO fue de 617 $mg.L^{-1}$ y 372 $mg.L^{-1}$ para DBO_5 ; lo cual evidencia un aumento en materia orgánica medida como DQO, esto puede ocurrir por

interferencia en el método de medición de la demanda química por los cloruros presentes en la solución (Vásquez *et al*., 2022), por lo cual la turbiedad y el color serán las variables de respuesta de proceso. Para las condiciones de mezcla evaluadas (M1,M2,M3 y M4), se presenta una remoción de la turbiedad mayor al 80%, en el caso de la condición de mezcla M4 (65:35) donde la proporción de semilla es mayor, se alcanzó el mayor porcentaje de remoción del 93% con un valor de turbiedad de afluente de 268 NTU y valor de turbiedad del efluente de 18,1 NTU, Por otro lado en términos del color (Pt-Co) el porcentaje de remoción para la condición de mezcla M2, M3 y M4 se incrementó con relación al blanco ARC (B1) , con la mayor remoción del 83% para la condición M4 (65:35) ; este resultado refleja que el aporte de la semilla (L.M) favorece el desempeño del proceso, puesto que con la mayor proporción se da un mayor arrastre de sólidos al lodo que se refleja en la calidad del efluente de proceso. (ver Figura 35). De manera general, para las condiciones de mezcla evaluadas, la turbiedad de afluente promedio fue de 242 NTU y para el efluente fue de 45 NTU con una remoción del 81% y para el color en promedio el valor de afluente fue de 1864 Pt-Co y para el efluente fue de 653 Pt-Co con una remoción de 65%.

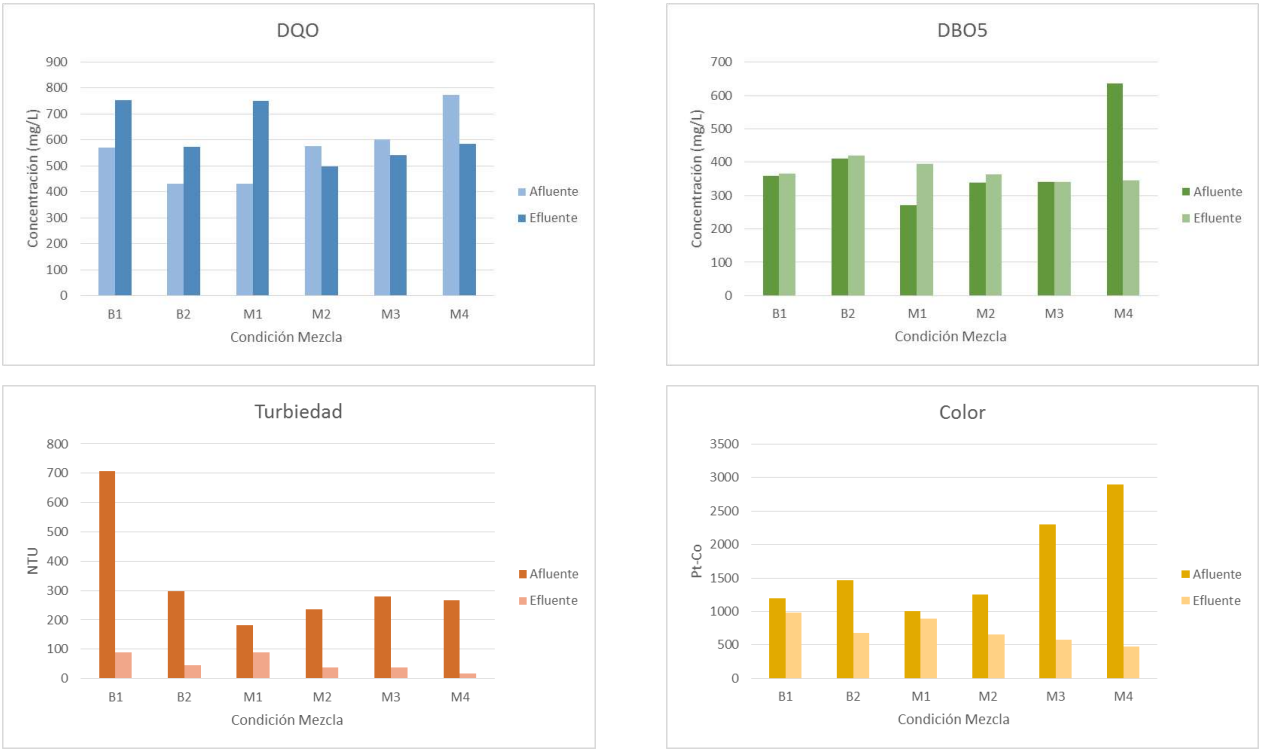


Figura 35 Desempeño de materia orgánica en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Alcalinidad

En la Figura 36 se observa para todas las condiciones de mezcla el valor alcanzado del efluente proceso fue mayor que el de afluente, en promedio alcalinidad total fue de 310 $mg.L^{-1}$ para el afluente con pH promedio de 8,10 unidades y para el efluente fue de 410 $mg.L^{-1}$ con un pH promedio de 9,7 unidades. La alcalinidad total generalmente está asociada a la presencia en el de carbonato como: HCO_3^- y CO_3^{-2} , su concentración puede alterar las eficiencias de proceso recuperación de nutrientes, en un estudio se encontró que en un proceso de precipitación química con $MgCl_2$ como reactivo, la alcalinidad de sobrenadante aumentó a 1968 $mg.L^{-1}$con un pH de 9,5 unidades disminuyendo la eficiencia de recuperación de fósforo total de 96% a 93%; por lo cual se identificó que el CO_3^{-2} presente en el agua puede bloquear u ocupar el sitio activo de nucleación del cristal; para la reacción entre Mg^{+2},NH^+_4 y PO_4^{-3} la presencia de iones carbonato podría aumentar el tiempo de inducción cristal, reduciendo así la tasa de crecimiento del cristal de estruvita, también el Mg^{+2} en la solución podría combinarse con HCO_3^- para formar $MgHCO^+_3$ disminuyendo la actividad de reacción del magnesio (Huang *et al*., 2015).

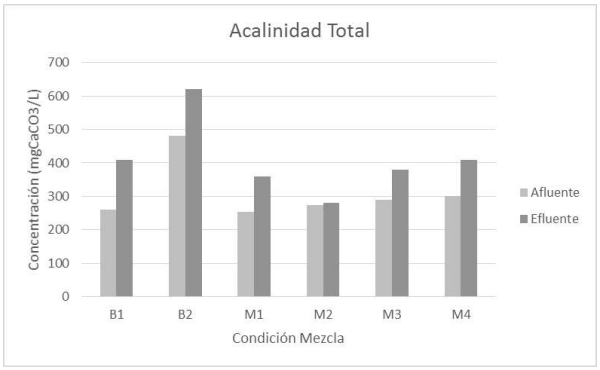


Figura 36 Desempeño de Alcalinidad en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ pH

En la Figura 37 se observa que el valor de pH alcanzado en el efluente fue mayor con relación afluente de proceso, este comportamiento es esperado ya que para llevar a cabo el proceso de precipitación química es necesario incrementar el pH de agua para alcanzar el nivel de sobresaturación en la solución y obtener un precipitado. En el afluente de proceso se obtuvo en promedio un valor de pH de 8,10 unidades con valor mínimo de 6,9 unidades y un valor máximo de 8,94 unidades, para el efluente de proceso el pH promedio fue de 9,77 unidades,

con un valor mínimo alcanzado de 9,70 unidades y máximo de 9,93 unidades, acorde con un estudio, al aumentar el pH entre 8,0 – 11,0 unidades la eficiencia de remoción de fósforo se puede incrementar hasta en un 87%; sin embargo la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal total aumentó a pH de reacción de 8,0-9,5 unidades, y a pH más altos el NH_4^+ puede convertirse fácilmente en NH_3*H_2O en la solución; mientras que a un pH 9,5 unidades , solo el 3% de NH4+ disuelto se convirtió en NH_3*H_2O y una gran parte de NH_4^+ disuelto se recuperó a través de formación estruvita (Guan *et al*., 2021).

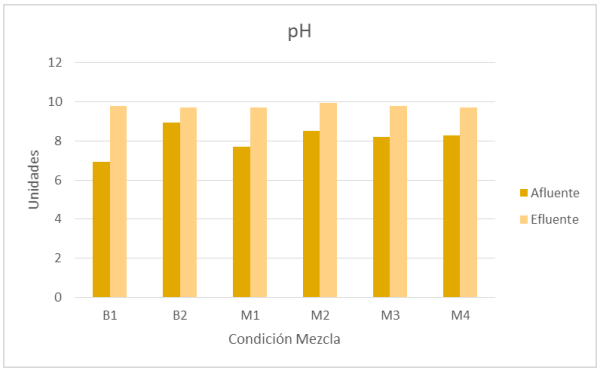


Figura 37 Desempeño de pH en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

❖ Calcio y magnesio disuelto

En la Figura 38 se observa el comportamiento del calcio (Ca^{+2}) y Magnesio (Mg^{+2}) disuelto, al adicionar una fuente externa de magnesio para el proceso de precipitación se incrementa en el efluente de proceso el magnesio alcanzado un valor promedio de 156 $mg.L^{-1}$ respecto al afluente de proceso con una concentración promedio de 29 $mg.L^{-1}$, por otra parte el calcio disuelto promedio en el afluente de proceso es de 48 $mg.L^{-1}$ y en efluente proceso en promedio se obtuvo un valor de 73 $mg.L^{-1}$ alcanzando un valor máximo de 128 $mg.L^{-1}$ en la condición de mezcla M4 (65-35). Este comportamiento puede estar relacionado con la interacción de los iones de Ca^{+2} y Mg^{+2} en la reacción del proceso, ya que de acuerdo con la literatura el calcio (Ca^{+2}) tiene influencia significativa en el inicio de la reacción de remoción de fósforo, puesto que la constante cinética de reacción se incrementó de 0,0791 min^{-1} (0 mg Ca/L) a 1,1699 min^{-1} para 100 mgCa/L con eficiencia de remoción de fósforo de 77%; sin embargo la presencia de calcio puede interferir en la formación de estruvita y dar paso a la formación de fosfatos de calcio como la hidroxiapatita y otras apatitas, a su vez puede alterar la pureza y la morfología sales formadas (Santos *et al*., 2024).

Acerca de magnesio disuelto (Mg^{+2}), el agua residual doméstica cuenta con una concentración magnesio para precipitación química de la estruvita, por lo que requiere una fuente externa. La relación magnesio/fosfato requiere una relación molar superior a uno para la cristalización estruvita; una relación Mg:P entre 1 y 2 aumenta el grado de sobresaturación (Li *et al*., 2019).

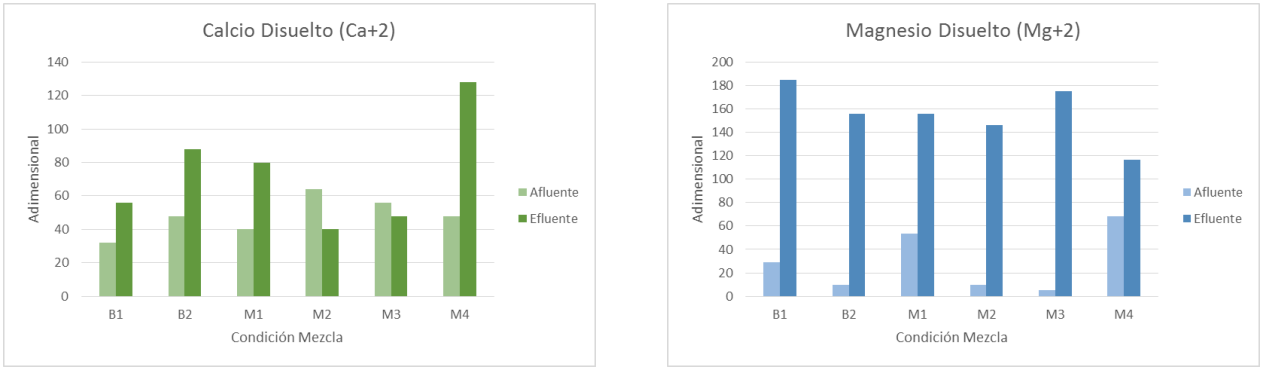


Figura 38 Desempeño de Calcio y magnesio disuelto en el proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

7.2.3 Análisis de la calidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M

Para el análisis de la calidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M, se consideraron las características estructurales del lodo, su calidad fisicoquímica y el cumplimiento con la normatividad en Colombia para uso de los lodos generados en plantas de tratamiento de agua residual establecido por el Decreto 1287 de 2014 compilado en el Decreto 1077 de 2015, teniendo en cuenta el siguiente esquema de análisis:

- Análisis de la microscopia óptica de fertilizante organomineral obtenido a partir de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M
- Análisis SEM-EDS de fertilizante organomineral obtenido a partir de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

- Análisis de difracción de rayos X (DRX) de fertilizante organomineral obtenido a partir de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

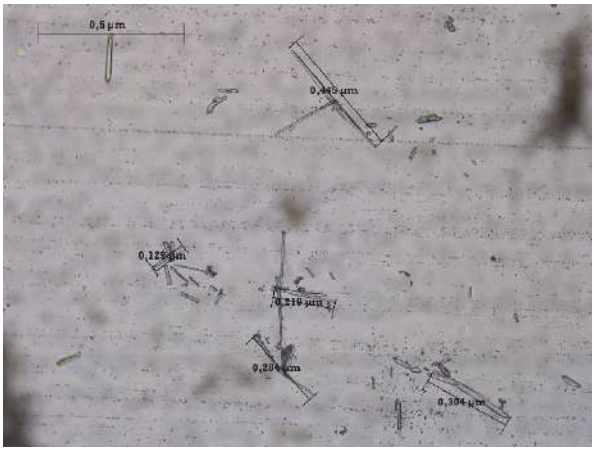
7.2.4 Análisis de la microscopia óptica de fertilizante organomineral obtenido a partir de proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

El análisis de la microscopia óptica del fertilizante organomineral obtenido se orientó a la identificación de la morfología y tamaño de los cristales formados, principalmente fosfatos de amonio y magnesio como la estruvita, fosfatos de calcio como la hidroxiapatita y las diferentes apatitas, teniendo en cuenta las condiciones operacionales establecidas como la dosis de 165 mg. L^{-1} de $MgCl_2$ y un pH óptimo de proceso en rango de 9,70 – 9,93 unidades para las condiciones de mezcla (B1, B2, M1, M2, M3 y M4) .Esta etapa se realizó con muestras húmedas de lodo obtenido de proceso de precipitación en el reactor de cristalización para la condición de mezcla evaluada. Durante el proceso de cristalización se puede presentar diferentes tamaños y formas de los cristales, los cuales pueden variar dependiendo de las condiciones operacionales y la fuente de origen. La estruvita puede presentarse de forma ortorrómbica, varillas con extremos puntiagudos y asimétricos, cruciformes con contornos irregulares (Moulessehoul *et al*., 2017; Molessehoul *et al.,* 2024), también puede presentarse de forma esférica o dendrítica (Pastor, 2008). En el agua residual se ha reportado principalmente estructuras cristalinas con bastones o varillas, cruciformes, ataúd y la presencia de pequeños cristales que no pueden ser identificada su morfología (Pastor, 2008; Aguilar-Pozo *et al*., 2023).

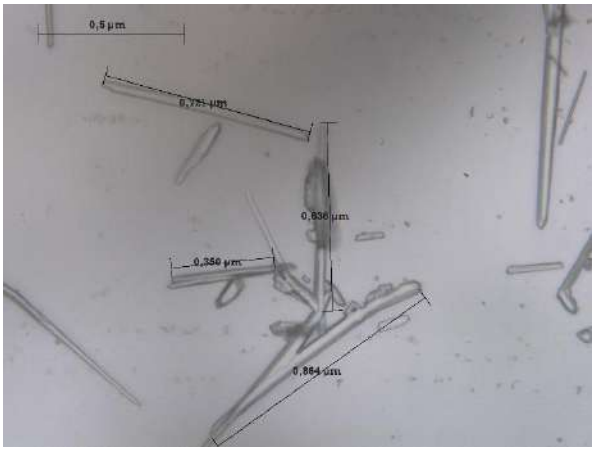
Por otra parte, la presencia de iones como el calcio (Ca^{+2}) puede reaccionar con el fósforo disponible y dar pasó a la formación de estructuras como los fosfatos de calcio, las apatitas sintetizadas en medio acuoso presentan una composición superficial muy diferente; ya que otros iones pueden agregarse a la superficie como el Mg^{+2} irrumpiendo su formación cristalina dando paso a una morfología inusual amorfa (Rey *et al*., 2017). Mientras las apatías naturales pueden presentar formas como Fibras, esferas o agujas, también se ha reportado a partir de fuentes orgánicas como el agua residual formaciones aglomeradas en forma de varillas o fusiformes (estrecha en los extremos) (Correas *et al*., 2017). En el proceso de recuperación de

nutrientes a partir de agua residual municipal con concentraciones de 5,25 mg. L^{-1} PO_4^{-3}, 9,14 mg. L^{-1} NH_4^+ y 3,71 mg. L^{-1} Mg^{+2} se presenta una morfología cruciforme predominante y bajo las mismas condiciones con un incremento en la concentración de PO_4^{-3} a 6,56 mg.L^{-1} y NH_4^+ a 3,46 mg.L^{-1} la morfología cruciforme se mantuvo, pero presento variación con contorno irregular (Pastor, 2008; Oh *et al*., 2015).

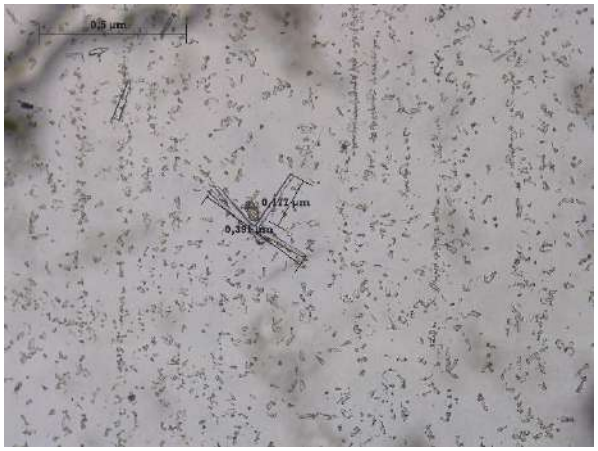
Acorde con las morfologías reportadas en la literatura para las diferentes sales de fosfato precipitadas en el lodo del proceso de precipitación, la exploración de la microscopia óptica se orientó a su identificación, para cada una de las muestras se realizó la lectura en los objetivos 4X, 10X y 40X; sin embargo, se presenta las imágenes capturadas más relevantes en los objetivos 10X y 40X con el valor de pH óptimo de proceso logrado en cada ensayo (ver Figura 39). De manera general se encontraron morfologías de varillas, cruciforme y amorfa. Para las condiciones de mezcla M2 (80:20), M3 (70:30) y para el blanco de ARC (B1) la morfología predominante en la muestra de lodo fue de varillas con extremos puntiagudos (ver Figura 39 a2, Figura 39 d2 y Figura 39 e2), también se identificó morfología cruciforme en dos condiciones, para el blanco de L.M (B2) se presentó una formación cruciforme incompleta y para la condición de mezcla M1 (90:10) el cristal cruciforme cuenta con un contorno irregular (ver Figura 39 b2 y Figura 39c2) y por ultimo para la condición M4 (65;35) se presentó morfología amorfa (ver Figura 39 f2).



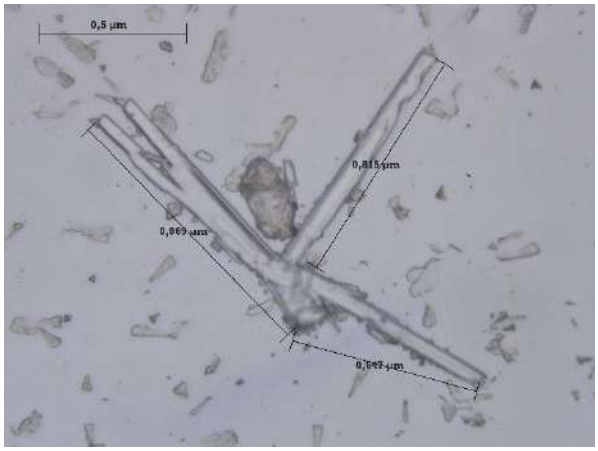
a.1 Lodo condición mezcla 100-00 (B1) con un pH reacción 9,79 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo1 100-00 10x-10– objetivo 10X



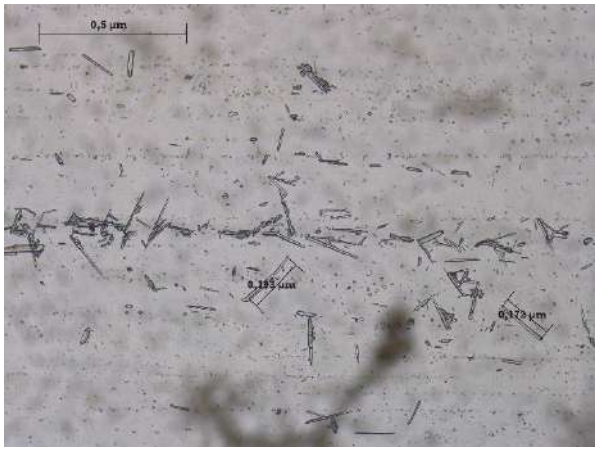
a.2 Lodo condición mezcla 100-00 (B1) con un pH reacción 9,79 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo1 100-00 40x-9 – objetivo 40X)



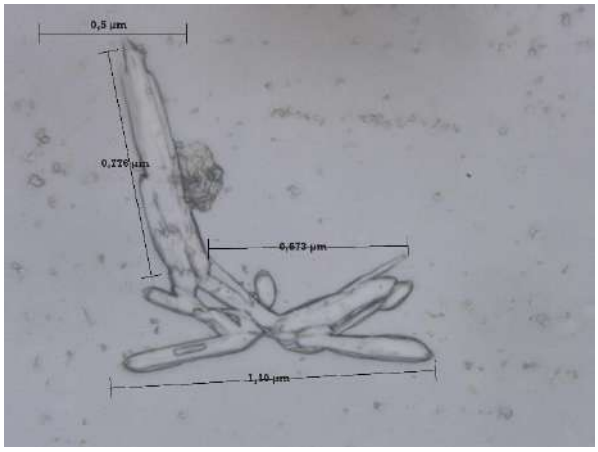
b.1 Lodo condición mezcla 00-100 (B2) con un pH reacción 9,70 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo1 00-100 10x-5- objetivo 10X)



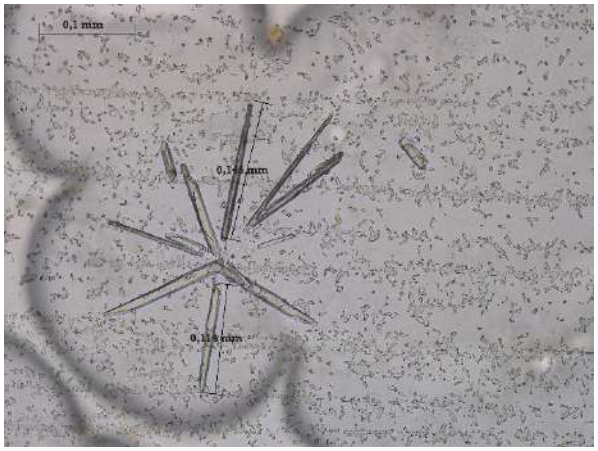
b.2 Lodo condición mezcla 00-100 (B2) con un pH reacción 9,70 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 00-100 40X-1 – objetivo 40X



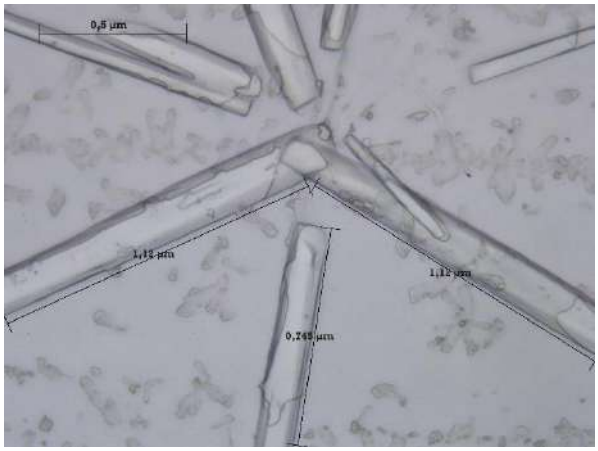
c.1 Lodo condición mezcla 90-10 (M1) con un pH reacción 9,70 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo1 90-10 10x-6- objetivo 10X)



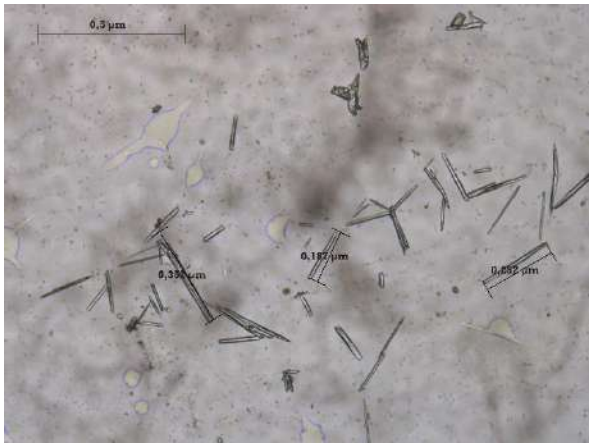
c.2 Lodo condición mezcla 90-10 (M1) con un pH reacción 9,70 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo1 90-10 40x-3- objetivo 40X)



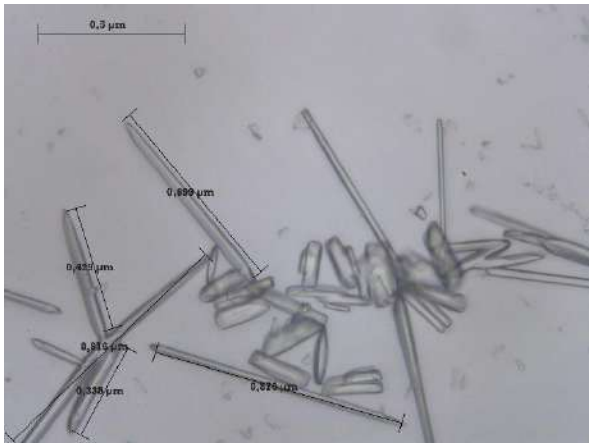
d.1 Lodo condición mezcla 80-20 (M2) con un pH reacción 9,93 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 80-20 10x-5 - objetivo 10X)



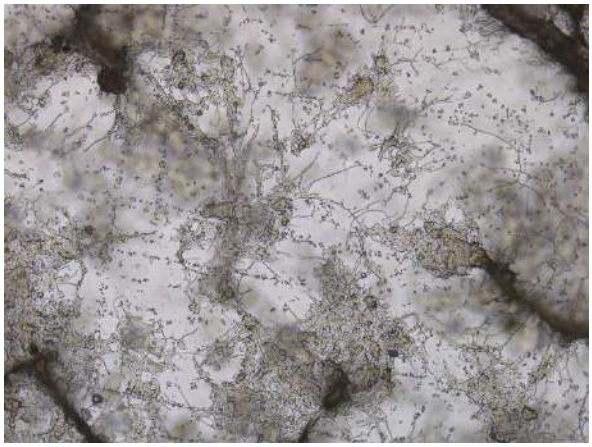
d.2 Lodo condición mezcla 80-20 (M2) con un pH reacción 9,93 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 80-20 40x-2 - objetivo 40X)



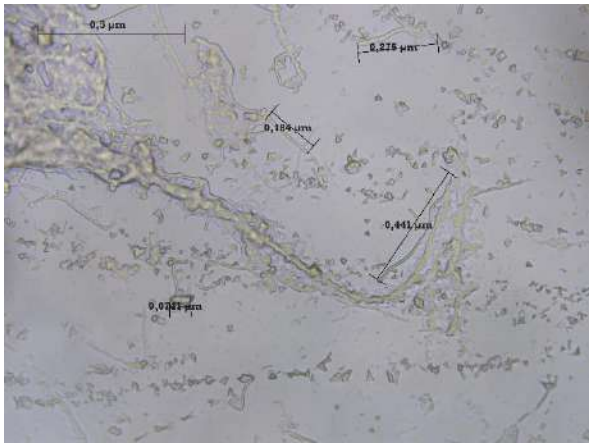
e.1 Lodo condición mezcla 70-30 (M3) con un pH reacción 9,79 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 70-30 10x-1 - objetivo 10X)



e.2 Lodo condición mezcla 70-30 (M3) con un pH reacción 9,79 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 70-30 40x-1 - objetivo 40X)



f.1 Lodo condición mezcla 65-35 (M4) con un pH reacción 9,72 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 65-35 10x-3 - objetivo 10X)



f.1 Lodo condición mezcla 65-35 (M4) con un pH reacción 9,72 unidades, una dosis de 165 mg.L-1 (Registro lodo 65-35 40x-2 - objetivo 40X)

Figura 39 Micrografías ópticas del fertilizante organomineral obtenido en el proceso de precipitación química con la condición de mezcla ARC: L.M

En ese sentido, al promover las condiciones operacionales optimas en la precipitación química da paso a la cristalización de diferentes sales, las cuales cuentan con una morfología característica del tipo de sal; sin embargo, bajo las mismas condiciones operacionales el tamaño de los cristales obtenidos puede variar en un proceso de precipitación con semilla y sin semilla. En el estudio realizado para la recuperación de nutrientes por medio de la precipitación electroquímica en un reactor airlift a partir del efluente de un proceso anaerobio de agua residual avícola, se estudió el efecto del tamaño del precipitado en el proceso con uso de semilla y sin semilla. Para la condición con semilla se adicionó 2,5 g/L de estruvita, donde se obtuvo un tamaño promedio de partícula de 82,1 µm con relación a la condición sin semilla se presentó un incremento, ya que en promedio el tamaño de partícula fue de 75,3 µm (Ndeddy *et al*., 2024). En otros estudios de recuperación de nutrientes a partir del agua residual de la industria de fertilizantes por medio de un proceso de precipitación química se alcanzó un tamaño de partícula de 2,08 nm con la inoculación de semilla y sin semilla el tamaño fue de 1. 72 nm (Yu *et al*., 2013).

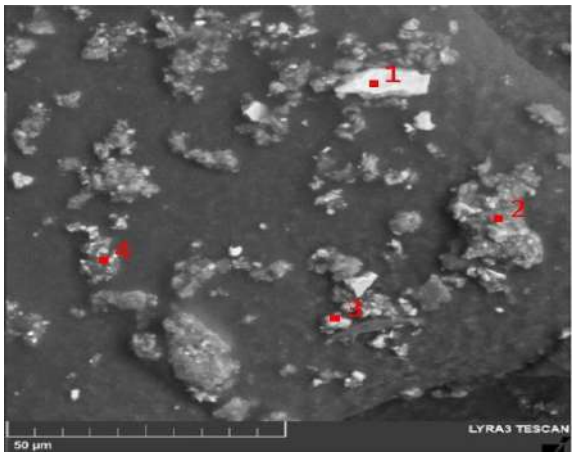
El tamaño del cristal es relevante en cuanto a la eficiencia de recuperación de nutrientes del proceso, el uso de semilla podría mejorar la recuperación en un 5%, la remoción de nitrógeno amoniacal en un 3% y mejorar la tasa de cristalización hasta en 21% (Yu *et al*., 2013; Ndeddy

et al., 2024), se considera de manera operacional el método más eficaz para aumentar el tamaño de partícula en un período más corto, el incremento de área superficial ayuda a una mayor acumulación de cristales en la fase de agregación. Como se observa en la Figura 39, las morfologías presentaron diversos tamaños para cada condición de mezcla evaluada. De manera general el comportamiento asociado al tamaño de cristal fue en aumento con el aumento de la adición de semilla, la medición se realizó en objetivo de 40 X, Aunque para la condición 65:35 el tamaño alcanzado fue menor con relación a las otras condiciones de mezcla al presentarse una morfología amorfa. Para el blanco de ARC (B1) y el blanco L.M (B2), el tamaño fue de 1,85 µm y 2,43 µm, mientras que para las condiciones de mezcla de M1 (90:10), M2 (80:20) y M3 (70:30), los tamaños fueron de 2,55 µm, 2,99 µm y 3,26 µm respectivamente. Cabe resaltar que a partir de la condición de mezcla 90-10 (M1) se presentaron estructuras visibles al objetivo 4x. En los resultados encontrados se refleja la influencia de la semilla (L.M) sobre el tamaño del cristal frente al tamaño encontrado en los blancos de proceso B1 y B2, el uso de una semilla biológica puede representar ventajas en el proceso sobre el tamaño de la partícula y costos asociados al uso de semillas externas; se ha reportado en la literatura que semillas inorgánicas como: arena, vidrio borosilicato, malla de acero inoxidable con mayor área superficial no tiene un efecto significativo sobre el tamaño de la partícula, por el contrario incrementa los tiempos de nucleación a no lograr integrarse con las partículas al momento de formarse el precipitado (Kataki *et al*., 2016).

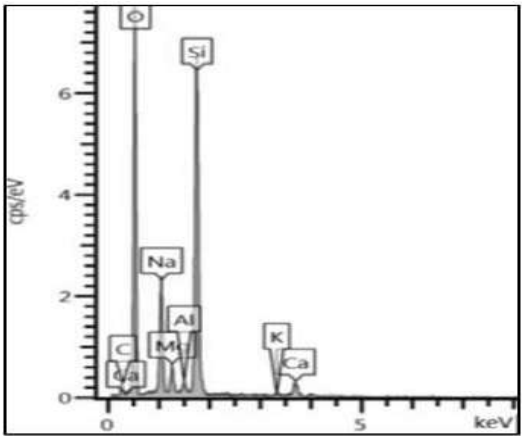
7.2.5 Análisis SEM-EDS del fertilizante organomineral obtenido a partir del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con la condición de mezcla ARC: L.M

Se empleó microscopia electrónica de barrido (SEM) y la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva para la identificación de la estructura y la composición elemental de la muestra de lodo obtenido bajo la condición de dosis 165 $mg.L^{-1}$ $MgCl_2$ a un pH reacción 9,72 unidades y la mezcla 65:35 (M4); cabe resaltar que la muestra fue secada a temperatura 40°C en horno para no modificar el contenido y eliminar la humedad presente. En la Figura 40 Micrografías de microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectros de la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDS) correspondiente al fertilizante organomineral de la condición de mezcla 65:35 (M4).

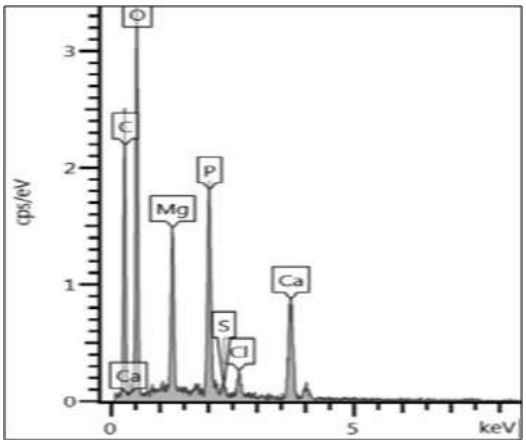
se presentan las micrografías de SEM para la muestra en estudio a escala de 20,50 y 100 µm y los espectros de los puntos más relevantes, también se presenta la Tabla 30 con los valores de la composición elemental de cada punto evaluado en la muestra (16 espectros).



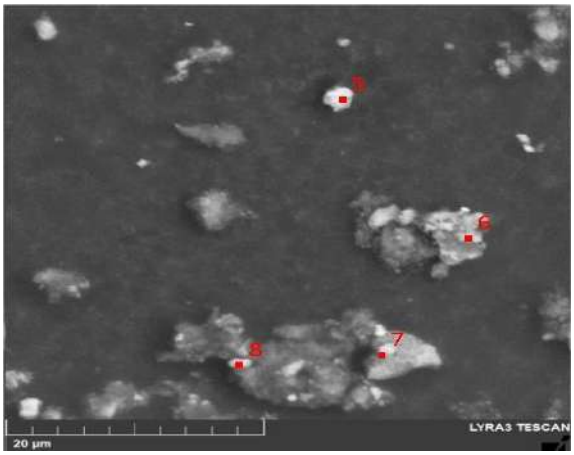
a.1 Imagen escala 50 µm

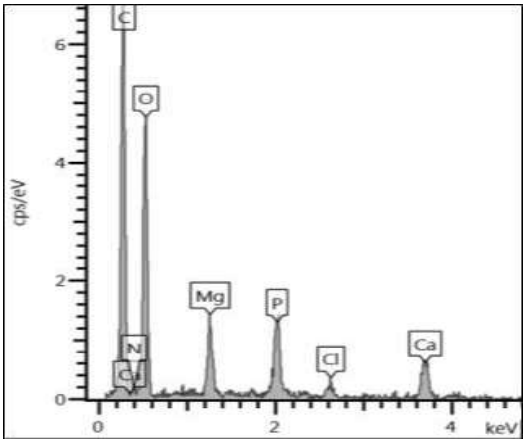


a.2 Imagen Espectro 1



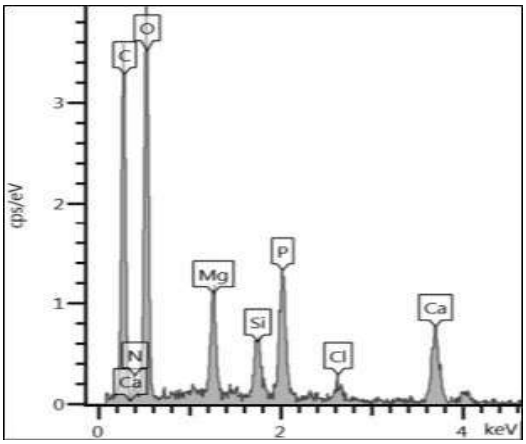
a.1 Imagen Espectro 3



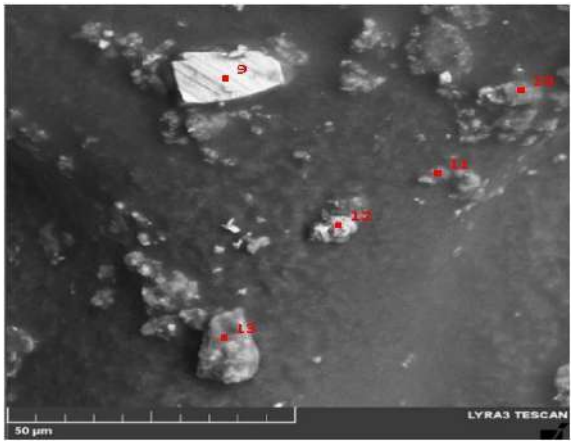


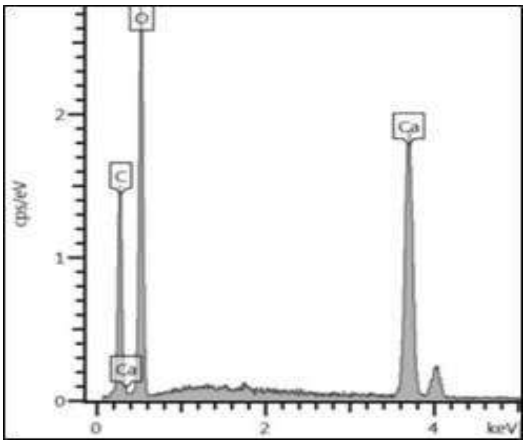
b.1 Imagen a escala 20 µm

b.2 Imagen Espectro 6



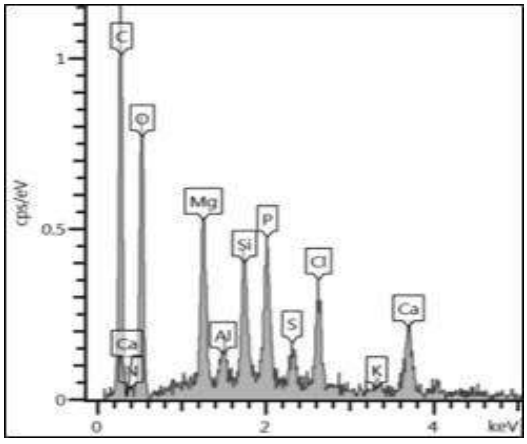
b.3 Imagen Espectro 7



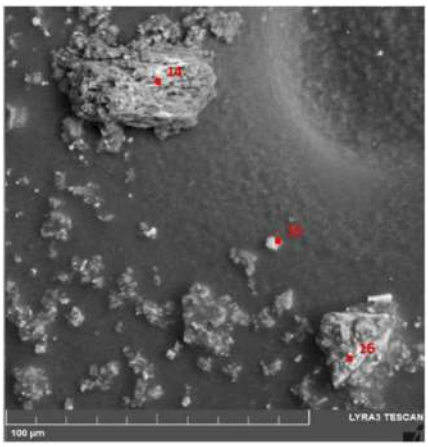


c.1 Imagen Escala 50µm

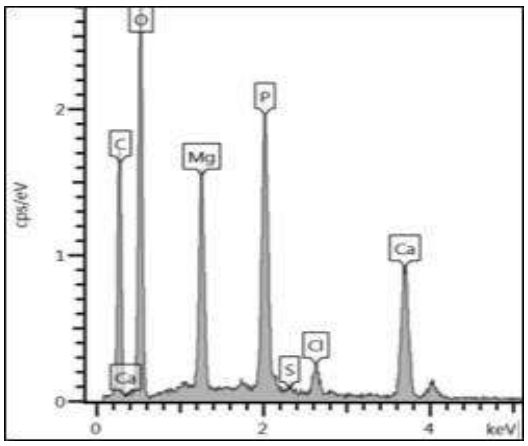
c.2 Imagen Espectro 9



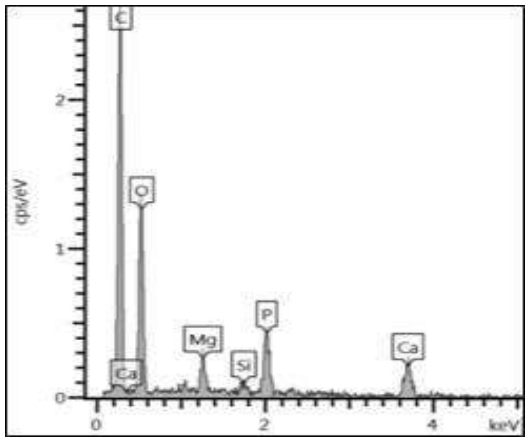
c.3 Imagen Espectro 10



d.1 Imagen Escala 100 µm



d.2 Imagen Espectro 12



d.3 Imagen Espectro 16

Figura 40 Micrografías de microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectros de la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDS) correspondiente al fertilizante organomineral de la condición de mezcla 65:35 (M4).

Tabla 30 Composición elemental (%peso/peso) arrojada por el espectroscopio de rayos x de energía dispersiva (EDS)-condición mezcla 65-35

Espectro	% C	% O	% Na	% Mg	% Al	% Si	% K	% Ca	%P	%Cl	%N	%S	%Fe	%K
1	7,31	50,43	9,92	2,06	0,63	26,67	0,43	2,55	0	0	0	0	0	0
2	63,41	31,97	0	1,37	0	0	0	1,25	1,16	0,84	0	0	0	0
3	36,08	39,20	0	5,45	0	0	0	9,03	8,49	1,22	0	0,53	0	0
4	59,93	24,50	0	0,63	4,57	6,91	0	0	0,52	0,44	0	0	2,50	0
5	41,91	36,60	0	0,77	0	0,13	0	12,25	6,57	0,39	0	0,24	1,15	0
6	44,81	36,83	0	2,96	0	0	0	4,36	3,94	0,85	6,26	0	0	0
7	36,45	38,22	0	3,40	0	1,79	0	5,99	4,88	0,78	8,49	0	0	0
8	48,58	28,70	0	1,48	2,29	3,57	0	0,98	0,90	0,95	6,51	0,51	5,53	0
9	17,45	53,22	0	0	0	0	0	29,34	0	0	0	0	0	0
10	50,26	25,66	0	4,06	0,89	3,10	0	4,40	4,16	3,93	1,82	1,22	0	0,50
11	53,80	22,20	0	1,29	0	0,21	0	1,22	1,34	1,14	18,16	0,65	0	0
12	33,66	37,20	0	6,46	0	0	0	10,66	10,31	1,48	0	0,24	0	0
13	52,73	29,08	0,27	0,76	0	5,26	0	0,26	0,40	1,17	9,62	0,45	0	0
14	51,03	37,15	0	1,87	0	0,17	0	0,65	0,21	0,54	7,63	0,31	0,45	0
15	31,61	42,11	0,35	6,28	0	0,22	0	9,77	8,79	0,87	0	0	0	0
16	53,51	34,73	0	1,92	0	0,54	0	5,11	4,19	0	0	0	0	0

A partir de las micrografías obtenidas de SEM y los espectros de EDS, se identificó que gran parte de la muestra está compuesta por material orgánico carbonáceo, con elementos predominantes como C y O, y en menor medida Na, Mg, Al, Si, K, Ca, P, Cl, N, S, Fe, K (ver Tabla 30), los cuales indican la posible formación de sales interés y la formación co precipitados. Dada la procedencia del agua residual en estudio caracterizada como agua moderadamente dura (Von Sperling, 2012) , ya que la fuente de abastecimiento de la universidad es una fuente de agua subterránea, que influye sobre las características del agua residual cruda generada; la presencia de metales y metaloides está asociada a restos de sedimentos que son arrastrados a las fuentes de abastecimiento, en el caso de silicatos suelen estar 60% disueltos en ríos, 20% disolución material particulado de ríos y 7% aguas subterráneas, el porcentaje restante deposiciones atmosféricas (Sospedra *et al.*, 2018). De los 14 espectros presentados, se destacó la composición elemental de varios de ellos, en el caso del espectro 1,4, 8 y 13 presencia de silicatos, en algunos aluminosilicatos, además se presentó posible formación de fosfatos cálcicos en espectro 3,6, 12 y 16 (4,19% P y 5,11% Ca y estruvita por su composición de 8,49% N, 4,88% P y 3,40% Mg en el espectro 7, por último, se presentó un fragmento de calcita composición 17,45 %C y 29,34 Ca (espectro 9).

La calcita es un mineral más común en la tierra y constituye aproximadamente el 4% de la corteza terrestre, la calcita siempre coexiste con otros minerales valiosos que contienen calcio, como la fluorita (CaF_2), la scheelita ($CaWO_4$) y la apatita ($Ca_3 (PO_4)_2$); la calcita es la principal fuente de carbonato de calcio para las industrias fabriles y químicas (Gao et al.,2017). Por otra parte los silicatos (forma silicio y oxígeno), son compuestos frecuentes en la litosfera constituyen el 95 % de la corteza terrestre, pueden contener otros elementos como aluminio, hierro, magnesio y calcio, cuentan con amplio uso en la industria fabricación de materiales como: cemento, cerámica, papel y cartón, pinturas, entre otros (Zhu *et al*., 2023). La estruvita es un compuesto de los fertilizantes a base de fosfatos, es el producto de interés en los sistemas de recuperación de nutrientes, debido a sus características baja bioacumulación de metales (Pb, Hg, Cr, Ni) en el tejido vegetal de las plantas en los cultivos (Hanh Ha *et al*.,2023). Estos estudios permitieron evidenciar que al inducir al proceso de precipitación química una semilla orgánica como el licor mixto puede favorecer la formación de sales de interés como fosfato de amonio y magnesio, fosfatos de calcio con una morfología definida; también favorece por su composición elemental tan variada la formación de otros compuestos de

interés como silicato, calcita; los cuales cuentan con alto potencial para su uso material de construcción.

7.2.6 Análisis de difracción de rayos X (DRX) del fertilizante organomineral obtenido a partir del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización con la condición de mezcla ARC: L.M

Puesto que las técnicas anteriormente empleadas permitieron la identificación de la morfología, composición elemental y la exploración de las posibles formaciones; La difracción de rayos X permite hacer una lectura de las fases cristalinas y amorfas. Debido a que las condiciones operacionales favorecieron principalmente la formación de fosfatos de calcio, carbonato calcio como la calcita y en menor medida fosfatos de magnesio y amonio, se realizó la identificación de estas fases, empleando el software Topas por medio del cual se obtuvo el difractograma presentado en la Figura 41 y los minerales identificados en la fase cristalina y amorfa (ver Tabla 31 y Tabla 32).

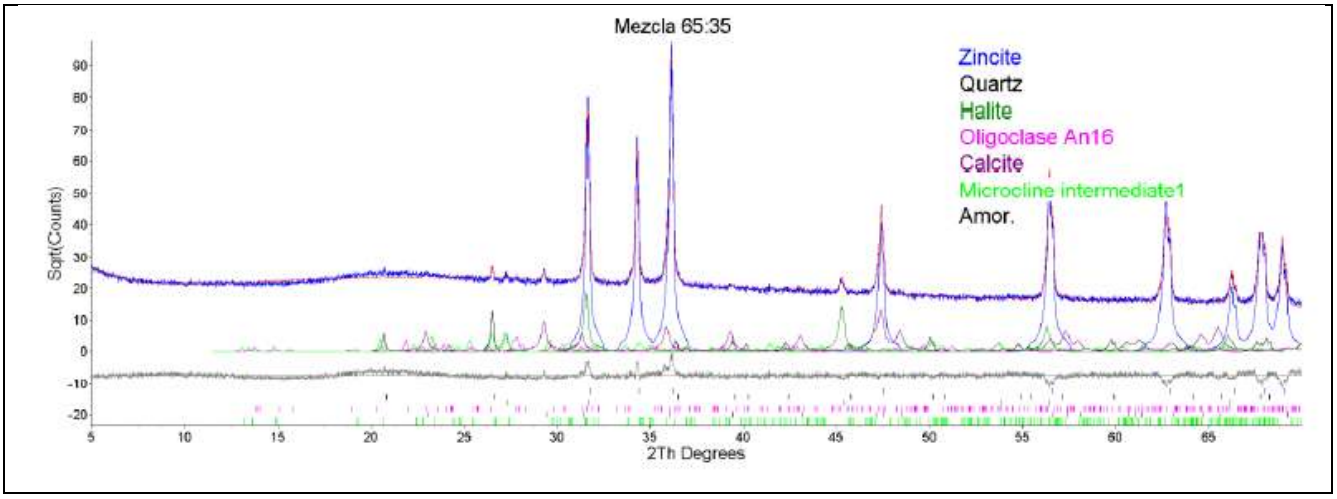


Figura 41 Difractograma - Muestra lodo obtenido de la condición mezcla M4 (65:35)

Tabla 31 Muestra los minerales identificados en la muestra con el tratamiento amorfo

Fase	Muestra lodo- mezcla 65:35
Cuarzo	<1
Plagioclasa	<1
K-feldspar	<1

Fase	Muestra lodo- mezcla 65:35
Halita	1
Calcita	3
Material Amorfo	94

Tabla 32 Muestra los minerales identificados en montaje en polvo

Fase	Muestra lodo- mezcla 65:35
Cuarzo	12,9
Plagioclasa	8,5
K-feldspar	6,1
Halita	61,3
Calcita	11,2

En la Figura 41 se identificó la presencia de diversos minerales como la Zincita, Halita, oligoclasa, calcita y microclina. Principalmente la zincita y la calcita se presentaron con una mayor intensidad. La zincita es un mineral de óxido de zinc ZnO, es considerado un material semiconductor y puede ser un fotocatalizador eficaz para la degradación de colorantes orgánicos (López, 2021), también se ha estudiado su aplicación como nano- partículas de óxido de zinc en cultivos de tomate y judía, en los cuales se puede aprovechar sus propiedades como fertilizante al ser una fuente de micronutriente de zinc, ya que el zinc es un mineral esencial para las plantas que ayuda en su crecimiento y desarrollo (Gómez *et al*., 2017). Por otro lado, la calcita ($CaCO_3$), se utiliza ampliamente en la industria de la construcción, la minería, el papel, la industria alimentaria y la farmacéutica (Valenzuela et al., 2025), uno de sus usos más frecuentes es en la agricultura como neutralizante de la acidez del suelo al reaccionar elevando el pH (Espinosa,1999).

En relación con la oligoclasa se encuentran clasificados como un mineral del grupo de los silicatos, los silicatos son minerales compuestos por iones de silicio (Si), oxígeno (O) y otros iones como el aluminio (Al), sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), hierro (Fe) y calcio (Ca); la oligoclasa está compuesta principalmente por silicio (Si), aluminio (Al), sodio (Na) y calcio (Ca). Los silicatos Cuentan con propiedades como alta dureza y resistencia a calor por lo que

suelen ser empleados de manera general en la industria para la producción de químicos, adsorbentes, catalizadores y en la microelectrónica (Zhao *et al*., 2025). Por otra parte, los silicatos son sales de ácido silícico que favorecen el acondicionamiento del suelo; ya que la absorción de Silicio (Si) en forma de ácido silícico puede favorecer a algunos cultivos a la resistencia de plagas, la tolerancia a la toxicidad por metales pesados, al estrés hídrico y salino; Aunque los suelos contienen cantidades significativas de silicio (Si) el uso continuo del suelo (monocultivos) y el desequilibrio biológico hacen necesario su suministro, por ejemplo el cultivo de caña puede extraer 380 $kg.ha^{-1}.año^{-1}$ del suelo, los niveles de silicio (Si) en los tejidos de cada especie de planta varia en relación con la disponibilidad de Si en el suelo (Castellanos *et al.*, 2015). Si bien en el difractograma no se presentó un pico asociado a las estructuras de fosfato de calcio (apatita) y fosfato de amonio y magnesio (MAP) como la estruvita, se precipito minerales como la Zincita, Calcita y los silicatos (oligoclasa) con características que pueden beneficiar el suelo como se explicó anteriormente.

Estos resultados evidencian que el fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química es rico en diversos minerales que aportan beneficios al suelo y a los cultivos tanto al crecimiento de la planta como en el acondicionamiento del suelo para su desarrollo; sin embargo para su aplicación en el suelo es necesario que cumpla con los estándares establecidos en el Decreto 1287 de 2014 en el cual se establecen los criterios para el uso de los biosólidos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, donde se debe realizar una caracterización basada en dos criterios principales: en el contenido de metales (Arsénico, Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Molibdeno, Niquel, Plomo, Selenio y Zinc) y los componentes microbiológicos (Coliformes fecales, Huevos Helminto, Salmonella y Virus entéricos), acorde con su concentración se establece dos tipos de biosólidos tipo A y B. Por otra parte, en otros estudios de procesos de precipitación química a partir de los lodos de plantas de tratamiento municipales para la recuperación de fosfatos de amonio y magnesio, se ha encontrado que la concentración de los metales pesados es baja respecto al estándar establecido en países como Alemania y Turquía para su uso como fertilizante, al igual que el contenido de patógenos es bajo para el estándar de un país como Holanda (Kataki *et al*., 2016; Gell *et al*., 2011).

Conforme a los resultados encontrados en el análisis elemental (EDS) y en el difractograma (DRX), solo se detectó la formación de zincita compuesta por Zinc (Zn) y oxígeno (O), No obstante, el fertilizante organomineral cumple parcialmente con las características exigidas en

términos de los elementos químicos; sin embargo, es necesario realizar un análisis complementario del componente microbiológico y su concentración para establecer el tipo de biosólido y su potencial uso.

7.3 ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL LICOR MIXTO COMO SEMILLA PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL A PARTIR DEL TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL.

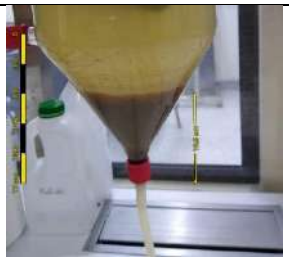
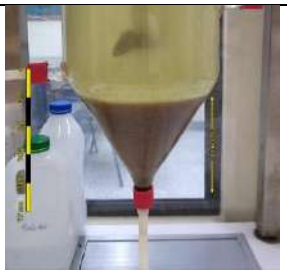
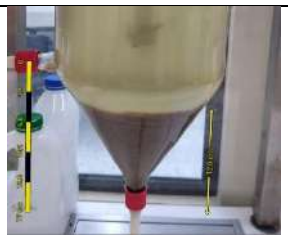
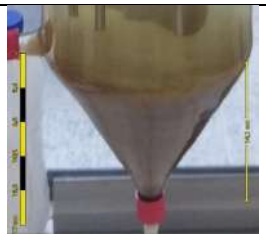
El análisis de la influencia de licor mixto como semilla para producción de un fertilizante organomineral se realizó teniendo en cuenta los siguientes aspectos:

- Análisis de la cantidad de fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M.
- Análisis estadístico sobre la influencia de las condiciones de mezcla ARC: L.M en la calidad del efluente del proceso y el tamaño de los cristales encontrados en el fertilizante organomineral.

7.3.1 Análisis de la cantidad del fertilizante organomineral obtenido del proceso de precipitación química en el reactor de cristalización para las condiciones de mezcla ARC: L.M

En la Tabla 33 se presenta el valor calculado a partir de la altura de lodo generado en la zona de sedimentación del reactor de cristalización, se observa que para la condición de mezcla M4 (65:35) se generó el mayor volumen (0,705 L) con relación a las otras mezclas evaluadas. Este comportamiento estuvo asociado por una parte a una mayor incorporación de semilla, lo cual concibe un mayor aporte de material particulado, y a su vez la proporción de semilla genera un efecto positivo en el arrastre de sólidos hacia el lodo, reflejándose en la reducción de los sólidos suspendidos totales (SST) y la turbiedad en el efluente del proceso tal como se observó en la Figura 34 y Figura 35. Esto asociado al desempeño del proceso con una reducción de SST de 95% y 93% de turbiedad para la condición M4 (65:35).

Tabla 33 Volumen fertilizante organomineral obtenido proceso precipitación química en el reactor de cristalización con las condiciones de mezcla ARC: L.M

Condición Mezcla ARC:L.M	**Medidas reactor cristalización (referencia)**	**Altura de Lodo proceso - H (m)**	**Volumen estimado Lodo – V (L)**
M1 (90:10)	Zona de sedimentación y recolección cristales V = 1.0 L Diametro 0,15 m Área calculada A= 5* 10^{-3} m^2	 H= 0,105 m	V=0,525 L
M2 (80:20)		 H =0,116 m	V=0,58 L
M3 (70:30)		 H=0,120 m	V=0,60 L
M4 (65:35)		 H=0,141 m	V=0,705 L

7.3.2 Análisis estadístico sobre la influencia de las condiciones de mezcla ARC: L.M sobre la calidad del efluente del proceso y el tamaño de los cristales encontrados en el fertilizante organomineral

Aunque el análisis para determinar la viabilidad técnica del proceso de precipitación química para la producción de un fertilizante organomineral fue realizado a partir de la valoración de la calidad del efluente del proceso y de las características del lodo, para complementar este proceso se realizó un análisis exploratorio para identificar si estadísticamente existió una diferencia entre los resultados obtenidos, independientemente de la cantidad de semilla utilizada. Vale la pena destacar que este análisis se realizó como un complemento y para futuras investigaciones se debería considerar un análisis más exhaustivo que permita validar y complementar este estudio. Para realizar este análisis se agruparon los datos obtenidos en los diferentes ensayos como los ensayos realizados en el floculador (equipo de jarras) y los ensayos de validación en el reactor de cristalización (ver Tabla 34). Cabe resaltar que en términos prácticos el tamaño de los cristales obtenidos es diferente cuando se emplea la semilla (L.M) y cuando no (blanco ARC), mostrando que el uso del licor mixto como semilla tiene un efecto positivo en el proceso de precipitación química (ver Figura 39) ; no obstante, el análisis estadístico permitió identificar en cuales variables de respuesta el aporte de la semilla representó una incidencia estadísticamente significativa y en cuáles no.

Se seleccionó el estadístico de prueba ANOVA (análisis de varianzas) para comprobar si hay diferencia significativa entre los valores medios de dos grupos, en el primer grupo se consideró el tratamiento con semilla y en el segundo grupo el tratamiento sin semilla (ver Tabla 35), se realizó el cálculo empleando el software libre R-studio versión 4.2.2. En la Tabla 36, se presentan los resultados obtenidos para las variables evaluadas (Remoción de PO_4^{-3} (%), remoción de turbiedad (%) y remoción de color (%). Para los estadísticos de prueba aplicados se presentó cumplimiento de los supuestos. El cumplimiento del supuesto distribución normal de los datos se puede observar de manera gráfica en la Figura 42, para las tres variables evaluadas en los ítems a1, a2 y a3.

La prueba de ANOVA arrojó para las variables de fósforo y color que no hay diferencia significativa entre los grupos; es decir, entre el tratamiento con semilla y el tratamiento sin semilla, mientras que para la variable de turbiedad si se presentó una diferencia significativa entre los grupos; este comportamiento se reflejó en la calidad del efluente de proceso en

términos del material particulado medido como la turbiedad, donde para las condiciones de mezcla evaluadas en promedio el valor de la turbiedad en el efluente fue de 45 NTU con relación al efluente de blanco ARC (B1) con un valor de 89,5 NTU para los ensayos en el reactor de cristalización y en los ensayos en el floculador para las condiciones de mezcla en el efluente la turbiedad fue de 10,5 NTU respecto a la turbiedad en el efluente de blanco ARC (B1) de 12,3 NTU.

Tabla 34 Datos experimentales para realizar los estadísticos de prueba

Tratamiento	**Remoción de Fósforo medido como Ortofosfatos (PO_4^{-3}) (%)**	**Remoción de Turbiedad (T) (%)**	**Remoción de Color (C) (%)**
ARC-LM	9,9	50,9	11,3
ARC-LM	54,1	84,6	47,2
ARC-LM	41,2	86,9	74,8
ARC-LM	56,9	93,2	83,4
ARC-LM	36,7	97,0	82,8
ARC-LM	65,6	97,3	86,9
ARC-LM	38,1	97,7	88,0
ARC-LM	42,7	97,9	89,1
ARC	14,4	43,6	35,0
ARC	54,6	43,8	38,8
ARC	78,8	26,0	47,2
ARC	77,7	17,0	57,8
ARC	33,5	82,7	18,3
ARC	*	87,2	79,2
ARC	*	95,9	11,3
ARC	*	87,3	47,2

Nota: Registro validación estadística

* Valores Negativos

Tabla 35 Información para la validación estadística en el software R-studio

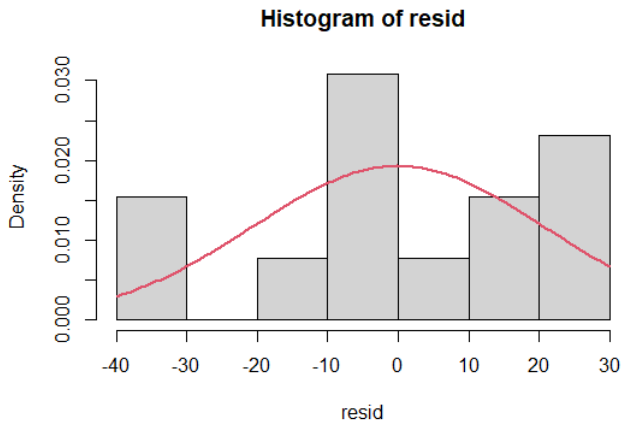
Nombre - condición ensayos ARC: L.M	**Nombre -Tratamientos (Variable independiente Nominal)**	**Variable respuesta - (Variable métrica)**
B1 (100:00)	ARC	% Remoción PO_4^{-3} % Remoción Turbiedad % Remoción Color
M1 (90:10)	ARC-LM	
M2 (80:20)	ARC-LM	
M3 (70:30)	ARC-LM	
M4 (65:35)	ARC-LM	

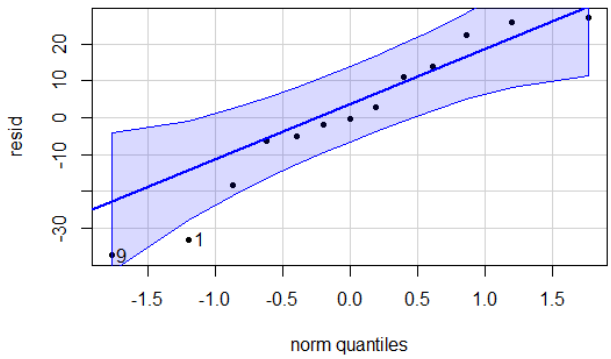
Tabla 36 Resultados de los estadísticos de prueba – calidad del efluente de proceso (% remoción)

Nivel de significancia = 0,05 (5%) para realizar la prueba								
Estadístico de prueba	**Supuestos**	**Hipótesis**	**Valor p (variable % PO4-3)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Turbiedad)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Color)**	**Cumplimiento**
Prueba de shapiro	Distribución normal	H0 = Los datos siguen una distribución normal H1= Los datos no siguen una distribución normal	P = 0.4635 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple distribución normal	P= 0.3279 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple distribución normal	P =0.1362 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple distribución normal
Prueba t-student	La media de los residuales es cero	H0 = la media de los residuales es igual a cero	t = -2.2639e-16 df = 12 P = 1	Cumple la media de los residuales es cero	t = -3.6175e-16 df = 15 P= 1	Cumple la media de los residuales es cero	t = -4.6503e-16 df = 13 P = 1	

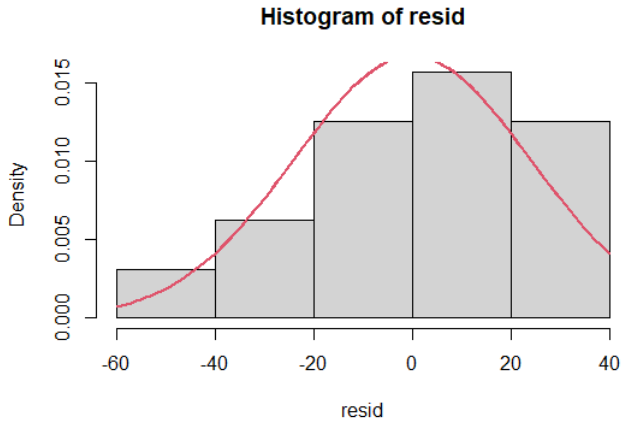
Nivel de significancia = 0,05 (5%) para realizar la prueba								
Estadístico de prueba	**Supuestos**	**Hipótesis**	**Valor p (variable % PO4-3)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Turbiedad)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Color)**	**Cumplimiento**
		H1= la media de los residuales es diferente de cero	valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0		valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0		valor P es mayor al nivel de significancia , se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple la media de los residuales es cero
Prueba bartlett	Homogeneidad de las varianzas	H0= las varianzas son homogéneas H1= las varianzas no son homogéneas	P= 0.2622 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple la homogeneidad de las varianzas	p = 0.09622 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple la homogeneidad de las varianzas	P= 0.5299 valor P es mayor al nivel de significancia , se rechaza H1 y se acepta H0	Cumple la homogeneidad de las varianzas

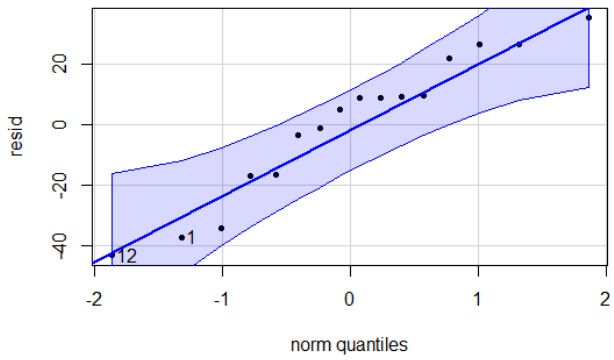
Nivel de significancia = 0,05 (5%) para realizar la prueba								
Estadístico de prueba	**Supuestos**	**Hipótesis**	**Valor p (variable % PO4-3)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Turbiedad)**	**Cumplimiento**	**Valor p (variable % Color)**	**Cumplimiento**
Anova	Existe una diferencia significativa entre dos grupos	H0 = No hay diferencia significativa entre los grupos. H1 = Hay al menos una diferencia significativa entre los grupos	P= 0.4969 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	No cumple No hay diferencia significativa entre los grupos	P = 0.04183 valor P es menor al nivel de significancia, se rechaza H0 y se acepta H1	Hay diferencia significativa entre los grupos	P = 0.09548 valor P es mayor al nivel de significancia, se rechaza H1 y se acepta H0	No cumple No hay diferencia significativa entre los grupos



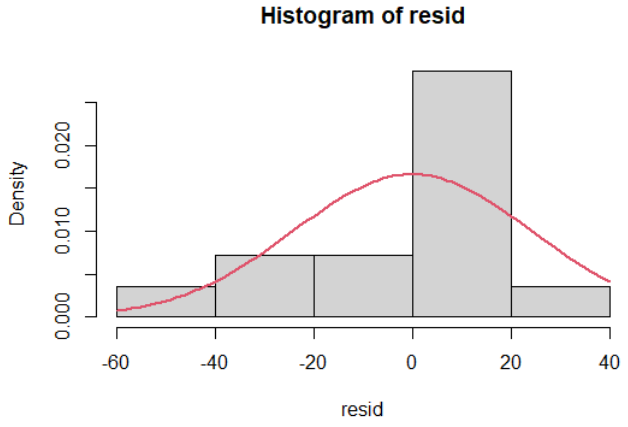


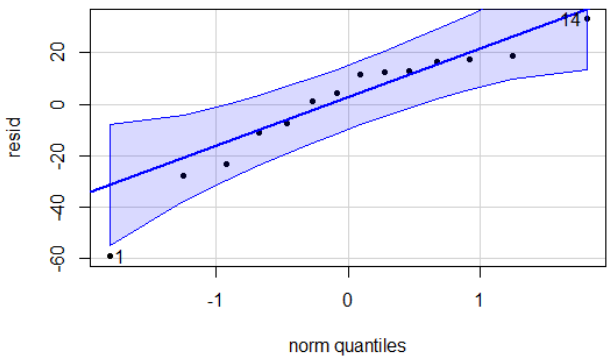
a.1 Distribución normal de la variable remoción de PO_4^{-3}





a.2 Distribución normal de la variable remoción de Turbiedad





a.3 Distribución normal de la variable remoción de Color

Figura 42 Gráfico histograma y Gráfico cuantil-cuantil (QQ) – cumplimiento del supuesto de normalidad

8. CONCLUSIONES

El estudió mostró la viabilidad técnica de producir un fertilizante organomineral a partir de agua residual municipal. El uso de licor mixto como semilla presenta un potencial importante constituyéndose como una bondad y oportunidad para las plantas de tratamiento de agua residual que cuentan con sistemas de lodos activados y que buscan incorporar este tipo de procesos de recuperación de nutrientes, puesto que permitiría potencializar la fase de crecimiento (tamaño) de las sales en la cristalización, favoreciendo su precipitación y enriquecimiento del lodo sin necesidad de usar una semilla externa al proceso ya existente que incrementarían los costos operacionales.

A continuación, se presentan las principales conclusiones de cada etapa del proyecto de grado, las cuales respaldan la viabilidad técnica de la producción del fertilizante organomineral.

8.1 CONCLUSIONES SOBRE ENSAYOS PRELIMINARES PARA ESTABLECER CONDICIONES OPERACIONALES PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL MEDIANTE PROCESOS DE CRISTALIZACIÓN, UTILIZANDO AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LICOR MIXTO DE LODOS ACTIVADOS COMO SEMILLA

Los ensayos realizados para establecer las condiciones operacionales para la producción de un fertilizante organomineral, mostraron que para las características de este estudio las condiciones operacionales que favorecen la cristalización para la obtención de un fertilizante organomineral, corresponden a un pH óptimo de proceso de 9,7 unidades, una dosis de 165 $mg.L^{-1}$ de $MgCl_2$ a una concentración de 10.000 $mg.L^{-1}$, velocidad de mezcla rápida de 300 RPM durante 2 minutos, velocidad de mezcla lenta con gradiente escalonado de 150 RPM, 120 RPM y 60 RPM para unos tiempos de 7, 7 y 14 minutos respectivamente y tiempo de sedimentación de 45 minutos. Estas condiciones permitieron alcanzar eficiencias de remoción del 87% de turbiedad, 58% de color y 47% de fósforo (PO_4^{-3}) y mostraron en el lodo obtenido, formaciones cristalinas con morfología definida de tipo cruciforme.

Los ensayos preliminares con adicción de semilla mostraron que el incremento de la proporción de semilla, incrementa la reducción de fósforo (PO_4^{-3}). Para las proporciones de 70:30 y 65:35 se alcanzaron eficiencias de reducción de 66% y 43% respectivamente. A su vez en términos

de reducción de materia orgánica particulada y soluble expresadas como turbiedad y Color, se alcanzaron eficiencias de 98% para la turbiedad en las dos condiciones de mezcla y 88%y 89%para color. Así mismo se presentaron formaciones cristalinas definidas en formas de varillas con un tamaño 1,28 µm para condición de mezcla 70:30 y de 1,50 µm para la condición 65:35; ratificando la influencia positiva del incremento de la proporción de semilla sobre el tamaño de partículas formadas y precipitadas. Igualmente, estos ensayos mostraron que la condición 65:35 favoreció la calidad del efluente de proceso. Para esta condición se presentaron las concentraciones más bajas con 11,2 $mg.L^{-1}$ de fósforo (PO_4^{-3}), 32 $mg.L^{-1}$ de Nitrógeno amoniacal total (NAT), 18,1 NTU de turbiedad y 480 Pt-Co de color. De la misma manera, se incrementó la concentración de dureza cálcica (320 $mgCaCO_3.L^{-1}$) lo cual pudo estar asociado a la presencia de formaciones de partículas de fosfatos de calcio que no sedimentaron, lo cual es acorde con una concentración 3704 $mg.L^{-1}$ de sólidos disueltos totales en el efluente, frente a una concentración de 1304 $mg.L^{-1}$ sólidos disueltos totales en el afluente.

8.2 CONCLUSIONES PARA LA EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DEL PROCESO DE CRISTALIZACIÓN TENIENDO EN CUENTA LA NORMATIVIDAD COLOMBIANA VIGENTE PARA EL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y LA CALIDAD DEL FERTILIZANTE ORGANOMINERAL OBTENIDO

En cuanto al desempeño de proceso de precipitación en el reactor, la condición de mezcla 65:35 presentó el mejor desempeño con relación a otras condiciones mezcla Para esta condición se obtuvieron eficiencias de reducción de 38% de fósforo (PO_4^{-3}), 20% de nitrógeno amoniacal total, 93% de turbiedad y 83% de color. En relación con el cumplimiento de la normatividad de los valores máximos permitidos para las variables fisicoquímicas, se encontró que en términos de SST si se alcanzaron los valores requeridos en la Resolución 0631 de 2015 y Resolución 0883 de 2018 para el vertimiento puntual de aguas residuales sobre fuentes superficiales y fuentes marinas. En el caso de las variables DQO y DBO_5 no alcanzaron los valores establecidos por la normatividad; no obstante, la medición de la turbiedad y color como variables de respaldo mostraron que, si se alcanzaron eficiencias de reducción de materia orgánica disuelta y particulada mostrando la efectividad del proceso, pese a las interferencias que el reactivo de precipitación puede ocasionar en la medición de la DQO y DBO_5.

Por otra parte en la microscopia óptica realizada sobre la muestra húmeda de lodo obtenido del proceso de precipitación a un objetivo de 40X, para las diferentes condiciones evaluadas se presentaron morfologías de varillas para la condición M2 (80:20) y M3 (70:30), cruciforme para la condición M1 (90:10) y amorfa para la condición M4 (65:35), en el caso del blanco ARC (B1) se encontró una morfología de varillas y en el blanco L.M (B2) morfología cruciforme incompleta, estas morfologías suelen estar asociados con la formación de sales como los fosfatos de calcio o fosfatos de amonio y magnesio. No obstante, el comportamiento asociado al tamaño de cristal fue en aumento con el incremento de la adición de semilla, el tamaño vario de 1,85 µm (sin adición semilla) hasta 2,43 µm (con adición de semilla); sin embargo, para la condición M4 (65:35) el tamaño alcanzado fue menor con relación a las otras condiciones de mezcla al presentarse una morfología amorfa.

De manera general, y en contraste con la observación en microscopia óptica, el SEM-EDS mostró la presencia de partículas cristalinas, asociadas a compuestos con alto contenido de Si, Ca, O, P, C, Mg, Zn y N, lo cual de acuerdo con la Difracción de rayos X (DRX) estuvo asociado a sales como la zincita, la calcita y los silicatos (oligoclasa); estos minerales pueden aportar grandes beneficios al suelo y a la planta como: el crecimiento y desarrollo, neutralizar la acidez del suelo y la resistencia a plagas. En cuanto al cumplimiento con la normatividad (decreto 1287 de 2014) para su uso como biosólido, se presenta un cumplimiento parcial relacionado con el contenido de metales; ya que se encontró la formación de zincita conformada por Zinc (ZN) y oxígeno (O), En ese sentido se debe complementar la caracterización del componente microbiológico para realizar la clasificación de biosólido (tipo A y B).

8.3 CONCLUSIONES SOBRE EL ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL LICOR MIXTO COMO SEMILLA PARA LA PRODUCCIÓN DE UN FERTILIZANTE ORGANOMINERAL A PARTIR DEL TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL

El licor mixto como semilla influye positivamente sobre la producción del fertilizante organomineral obtenido a partir del proceso de precipitación química, ya que en primera estancia con el mayor aporte del material particulado se genera un mayor arrastre de sólidos hacia el lodo, como se observó para la condición M4 (65:35) , donde el volumen de fertilizante generado fue de 0,705 L; a su vez favoreció la calidad del efluente con un valor de 44 $mg.L^{-1}$

para sólidos suspendidos totales (SST) y un valor de turbiedad de 18,1 NTU y el desempeño del proceso con una remoción de SST del 95 % y 93% de turbiedad.

Este comportamiento estuvo relacionado con el resultado obtenido en el análisis exploratorio realizado para validar estadísticamente si existe diferencia entre el proceso con semilla y sin semilla para la turbiedad como variable de respuesta; donde se determinó que existe una diferencia estadísticamente significativa en el proceso con semilla que se reflejó en la calidad del efluente, en el desempeño del proceso, en la cantidad del fertilizante organomineral producido y en el tamaño de los cristales obtenidos.

9. RECOMENDACIONES

En este proyecto se analizó la viabilidad técnica del proceso de cristalización como tratamiento fisicoquímico de agua residual municipal para la producción de un fertilizante organomineral, donde se empleó el licor mixto como semilla y se evidenció la influencia positiva sobre las características del fertilizante organomineral obtenido, la calidad del efluente y el desempeño del proceso; No obstante, se sugiere para futuras investigaciones estudiar los minerales precipitados (zincita, calcita, silicatos) que enriquecieron el fertilizante organomineral, de tal forma que permitan determinar en qué cultivos específicos pueden ser empleados.

En términos del desempeño del proceso se recomienda realizar estudios específicos para ahondar en la cinética de cristalización para la condición de mezcla ARC:L.M (65:35) y establecer condiciones óptimas tanto en la producción del fertilizante como en la calidad del agua tratada. Adicionalmente, se recomienda analizar la coexistencia de iones competitivos, como el calcio ya que este puede favorecer la aparición de fases secundarias durante el proceso de cristalización, lo que puede comprometer la pureza del fertilizante obtenido y generar una disminución en la eficiencia global del proceso.

10. BIBLIOGRAFÍA

Aguilar-Pozo, V. B., Chimenos, J. M., Elduayen-Echave, B., Olaciregui-Arizmendi, K., López, A., Gómez, J., Guembe, M., García, I., Ayesa, E., & Astals, S. (2023). Struvite precipitation in wastewater treatment plants anaerobic digestion supernatants using a magnesium oxide by-product. Science of the Total Environment, 890, 164084. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164084

Aquileos,P., Roberts,K.R. y Williams, I.D. (2022). Struvite precipitation within wastewater treatment: A problem or a circular economy opportunity?.Heliyon,8 (7).2405-8440. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09862

Aranguren-Díaz, Y., Galán-Freyle, N. J., Guerra, A., Manares-Romero, A., Pacheco-Londoño, L. C., Romero-Coronado, A., Vidal-Figueroa, N., & Machado-Sierra, E. (2024). Aquifers and groundwater: Challenges and opportunities in water resource management in Colombia. Water, 16(5), 685. https://doi.org/10.3390/w16050685

Arcos,A., Y. (2014). Microbiología de lodos activados. Hechos microbiológicos, 4(2), 117-122. https://doi.org/10.17533/udea.hm.21093

Banco Mundial. (2020). De residuo a recurso: cambiando paradigmas para intervenciones más inteligentes para la gestión de aguas residuales en América latina y el caribe. Recuperado de https://www.bancomundial.org/es/topic/water/publication/wastewater-initiative

Bao, X.-D., Ye, Z.-L., Ma, J.-H., Chen, S.-H., Lin, L.-F., & Yan, Y.-J. (2011). Effect of pH on precipitate composition during phosphorus recovery as struvite from swine wastewater. *Huan Jing Ke Xue [Environmental Science]*, *32*(9), 2598–2603. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22165227

Bolivar, S.M.,Castaño,D.L. y Gutiérrez. (2021). Modelo Correlacional de Sólidos Suspendidos Totales Presentes en Aguas Residuales Domésticas Mediante Análisis de Turbiedad. Revista producción más limpia.16 (1).1-12. DOI: 10.22507/pml.v16n1a10

Bradford-Hartke, Z.; Lane, J.; Lant, P. y Leslie, G. (2015). Environmental Benefits and Burdens of Phosphorus Recovery from Municipal Wastewater. Environmental Science & Technology 49(14):8611-8622. https://doi.org/10.1021/es505102v

Carlson, M. A., Lohse, K. A., McIntosh, J. C., & McLain, J. E. T. (2011). Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. Journal of Hydrology, 409(1–2), 196-211. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.020

Castellanos, L., de mello, R., Silva, C.N. (2015). El silicio en la resistencia de los cultivos a las plagas agrícolas. Cultivos tropicales. 36(1).16-24. https://www.redalyc.org/pdf/1932/193243640002.pdf

Castillo Borges E. R, Lizama Solís C. E., Méndez Novelo R. I, García Sosa J., Espadas Solís A., Pat Canul R. (2011).Tratamiento de efluentes de fosas sépticas por el proceso de lodos activados. 15(3).157-165. Recuperado de https://www.redalyc.org/pdf/467/46721167002.pdf

Caycedo,L., Corrales,L.C. y Trujillo,D.M.(2021). Las bacterias, su nutrición y crecimiento: una mirada desde la química,Nova,36,1-46.Recuperado de http://www.scielo.org.co/pdf/nova/v19n36/1794-2470-nova-19-36-49.pdf

Chandrasekaran R., Dodapalli A., Challa B. y Chow S.D. (2020). Precipitation of struvite by sustainable waste materials and use as slow release fertilizer – A circular economy approach. IOP Conference series: Materials science and engineering.955.012088. DOI 10.1088/1757-899X/955/1/012088

Chaveli Chávez, P. (2019). Fertilización organomineral en el manejo sostenible de tierras cultivadas con maíz (Zea mays L.). Revista Científica Agroecosistemas, 7(3), 116-122. Recuperado de https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes

Correas, C., Gerardo, M.L., Lord, A.M., Ward, M.B., Andreoli, E. y Barron, A.R. (2017). Nanostructured fusiform hydroxyapatite particles precipitated from aquaculture wastewater. Chemosphere, 168. 1317-1323. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.133

CVC, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2013). Informe humedales del valle geográfico del río Cauca. Recuperado de https://ecopedia.cvc.gov.co/categorias/humedales

CVC, Corporación autónoma regional del valle.(2019).Formulación del plan de ordenamiento del recurso hídrico-PORH cauce natural del río Melendez.1-112. Recuperado de https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2020-03/Resumen%20Ejecutivo%20Melendez%20V2.pdf

de Souza Meira, R. C., Vieira, D. D. S. S., Rossi, C. Q., Panassollo, D. B., & Mendes, J. L. P. (2025). Struvite recovery from domestic and agro-industrial wastewater: Agronomic potential fertilizer for the circular economy in Amazon cities. En W. Leal Filho, L. V. Trevisan, G. B. Costa, & I. B. d. Lima (Eds.), Amazon 2030 – Sustainability issues in the world's largest rainforest region (pp. 47–58). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-81465-5_4

DNP, Departamento Nacional de Planeación. (2020). CONPES 4004 Economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales. Recuperado de https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/4004.pdf

Dong, Y.L.,Cho,Y.C.,Hsu,M.H. y Lin, Y.P.(2022). Recovery of phosphate and ammonia from wastewater via struvite precipitation using spent refractory brick gravel from steel industry. Journal of environmental management.302(15).114110. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114110

Eikås, S., Glestad, H. E., Jansen, K. M., & Sørensen, G. (2024). Towards phosphorus circularity: biofilm EBPR with subsequent struvite production at the Hias WWTP: Insights from full-scale laboratory testing. Water Practice & Technology. https://doi.org/10.2166/wpt.2024.297

Espinosa, J. (1999). Acidez y encalado de los suelos. Internacional plant nutrition institute (1 ed).1-46. Recuperado de http://www.cia.ucr.ac.cr/sites/default/files/2021-09/01%20Acidez%20y%20encalado%20de%20suelos%2C%20libro%20por%20%20J%20Espinosa%20y%20E%20Molina.pdf

Freire, P. M. L. de A., Silva, R. L., Campos, D. V. B. de, & Inácio, C. de T. (2025). Performance of alternative magnesium sources for phosphorus recovery by struvite precipitation. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 29(1), e285247. http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1166052

Freixedas Felicià Grases, Antonia Costa Bauzá y Otacar Söhel.(2000). Cristalización en disoluciones: conceptos básicos. Capítulo 2 fuerza impulsora de la cristalización. Recuperado de https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=73EtcO0j1i0C&oi=fnd&pg=PA1&dq=cristalizaci%C3%B3n&ots=vH5e2ynZpj&sig=GbA6zZgCaXzR-tVD_B3PQ3MLFjA#v=onepage&q=cristalizaci%C3%B3n&f=false

Gao, Z.,Li,Ch, Sun,W. y Hu,Y. (2017). Anisotropic surface properties of calcite: A consideration of surface broken bonds. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 520 (1).53-61. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2017.01.061

Garcia,C., Obrador,A., González,D., Babín,M. y Fernández, M.D.(2017). Comparative effect of ZnO NPs, ZnO bulk and ZnSO4 in the antioxidant defences of two plant species

growing in two agricultural soils under greenhouse conditions. Science of the Total Environment. 589 (1).1-14. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.153

Gell, K., Ruijter, F.J., Kuntke, P., Graaff, M. y Smit, A.L. (2011). Safety and effectiveness of struvite from black water and urine as a phosphorus fertilizer. Journal of agricultural science.3 (3).1-14. doi:10.5539/jas.v3n3p67

Giraldo, K. (2018). Diagnóstico de la situación actual de la planta de tratamiento de agua residual de la universidad autónoma de occidente [Tesis de pregrado, Universidad autónoma de occidente]. https://red.uao.edu.co/server/api/core/bitstreams/2f9969f6-81ff-405e-b29d-e3b996ba4555/content

Gómez, R. (2014). Fertilizantes orgánicos, organo-minerales y enmiendas orgánicas para la agricultura ecológica. Revista agroecológica de divulgación.18.38-39. Recuperado de https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6196737

Gowd, S.C.; Ramakrishna, S. y Rajendran, K. (2021). Wastewater in India: an untapped and under-tapped resource for nutrient recovery towards attaining a sustainable circular economy. Chemosphere 291(1):132753. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132753

Guan, Q., Zeng, G., Song, J., Liu, C., Wang, Z. y Wu, S. (2021). Ultrasonic power combined with seed materials for recovery of phosphorus from swine wastewater via struvite crystallization process. Journal of environmental management,293(1).1-10. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112961

Guan, Q., Li, Y., Zhong, Y., Liu, W., Zhang, J., Yu, X., Ou, R. y Zheng, G. (2023). A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater. Journal of environmental management,344(1). 1-16. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118383

Guan, Q., Zeng, G., Gong, B., Li, Y., Ji, H., Zhang, J., Song, J., Liu, C., Wang, Z. y Deng, C. (2021). Phosphorus recovery and iron, copper precipitation from swine wastewater via struvite crystallization using various magnesium compounds. Journal of Cleaner Production, 328 (1).1-11. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129588

Ha, T. H., Mahasti, N. N. N., Lin, C. S., Lu, M. C., y Huang, Y. H. (2023). Enhanced struvite ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) granulation and separation from synthetic wastewater using

fluidized-bed crystallization (FBC) technology. Journal of Water Process Engineering, 53, Article 103855. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103855

Hanh Ha, T., Mahasti, N., Chun lu, M. y Hui Huang, Y. (2023). Ammonium-nitrogen recovery as struvite from swine wastewater using various magnesium sources. Separation and Purification Technology,308 (1).1-12. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122870

Huang, H., Liu, J. y Ding, Li. (2015).Recovery of phosphate and ammonia nitrogen from the anaerobic digestion supernatant of activated sludge by chemical precipitation. Journal of cleaner production. 102(1).437-446. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.117

Huang, H., Zhang, P., Yang, L., Zhang, D., Guo, G. y Liu, J. (2017). A pilot-scale investigation on the recovery of zinc and phosphate from phosphating wastewater by step precipitation and crystallization. Chemical Engineering journal, 317. 640-650. Recuperado de http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.112

IDEAM. (2007). Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales. Toma de muestras. 1-17. http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma_Muestras_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428

IDEAM. (2020). Instructivo de ensayo Sólidos disueltos totales secados .04.1-11. Recuperado de http://sgi.ideam.gov.co/documents

IDEAM.(2005). Programa fisicoquímico ambiental. Determinación alcalinidad por potenciometría. Recuperado de http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Alcalinidad+total+en+agua+por+electrometr%C3%ADa..pdf/dd9a3610-8ff7-49bc-97eb-5306362466df

Jordão, E. P. y Pessôa, C. A. (2011). Tratamento de esgoto doméstico. ABES. Rio de Janeiro, Brasil.ISBN: 8590554511, 9788590554516. pp. 906

Jurado-Pineda, A. (2024). Novel nutrient recovery process from wastewater treatment plants (Master's thesis, University of Minnesota). University of Minnesota Digital Conservancy. https://conservancy.umn.edu/items/e1cb95fe-c4b0-4a13-a062-9a323e6609d3

Kamilya, T., Gautam, R. K., Muthukumaran, S., Navaratna, D., y Mondal, S. (2022). Technical advances on current research trends and explore the future scope on nutrient

recovery from waste-streams: A review and bibliometric analysis from 2000 to 2020. Environmental Technology & Innovation, 27, 102540. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102540

Kannan, A.D., Dillavou, J., Gamage, K.H.H., Randig, E., Hettiarachchi, G.M. y Parameswaran,P. (2023). Recovery of high-quality calcium phosphate fertilizer products from anaerobic membrane bioreactor treated swine wastewater, Chemical Engineering Journal,453 (1). https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.139539

Kataki, S.; West, H.; Clarke, M. y Baruah, D.C. (2016). Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potencial. Resources, Conservation and Recycling 107:142-156. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.12.009

Kataki, S., West, H., Clarke, M y Baruah, D.C. (2016). Phoshorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. Waste management. 49. 437-454. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.003

Li, B., Huang, H.M., B, I., Yu, W., Huang, Y.F., Wang, G, Q. y Young, B.R. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors, Journal of Environmental Management,248.109254. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.025

Lihong P., Hongliang Da., Yifeng W., Yonghong P., Xiwu L. (2018). A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. Chemosphere.197,768-781.Recuperado de https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1016/j.chemosphere.2018.01.098

López, A. (2021).Sintesis de nanopartículas de ZnO para la degradación de contaminantes en agua por medio fotocatálisis [Tesis doctoral].Universidad autónoma de baja california 1-56. Recuperado de https://repositorioinstitucional.uabc.mx/server/api/core/bitstreams/13f3c261-1b9e-4c83-8568-fad590ac167a/content

López, C.M., Buitrón, G., García, H.A. y Cervantes F.J.(2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño, IWA publishing.16.1-592. https://doi.org/10.2166/9781780409146

Martínez, C.G. (2015).Proceso de lodo activado de baja producción de lodo: Mecanismos de reducción de masa y modelación [Tesis doctoral Universidad autónoma del estado de méxico].Repositorio institucional. http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/80308

Masindi, V.; Foteinis, S. y Chatzisymeon, E. (2022). Co-treatment of acid mine drainage and municipal wastewater effluents: emphasis on the fate and partitioning of chemical contaminants. Journal of Hazardous Materials 421:126677. https://doi.proxyuao.elogim.com/10.1016/j.jhazmat.2021.126677

Melia, P. M., Cundy, A. B., Sohi, S. P., Hooda, P. S. y Busquets, R. (2017). Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. Chemosphere, 186, 381–395. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.089

Metcalf & Eddy. (2014) Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th Edition. New York: McGraw-Hill

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Marzo 17,2015).Resolución 0631. Por la cual *se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones.* https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/11/resolucion-631-de-2015.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Mayo 18 ,2018).Resolución 0883.*Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas, y se dictan otras disposiciones.* https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/resolucion-0883-de-2018.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Mayo 26 ,2015).Decreto 1076. *Por medio del cual se expide el decreto único reglamentario del sector de ambiente y desarrollo sostenible.* https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/06/Decreto-1076-de-2015.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (Noviembre 23 ,2021). Resolución 1256. *Por la cual se reglamenta el uso de las aguas residuales y se adoptan otras disposiciones*. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/12/Resolucion-1256-de-2021.pdf

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2022). Plan nacional de manejo de aguas residuales municipales (PMAR) 2020-2050. Recuperado de https://www.minvivienda.gov.co/publicacion/plan-nacional-de-manejo-de-aguas-residuales-municipales-pmar-2020-2050

Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. (2022). Informe al congreso de la república junio 2021- Mayo 2022. 1-66. Recuperado de https://www.minvivienda.gov.co/sites/default/files/documentos/informe-al-congreso-2022.pdf

Mohamand, J.M., Dominika, S., Przemyslaw, K., Jianhua, G. y Jacek, M. (2022). New insights into modeling two-step nitrification in activated sludge systems – The effects of initial biomass concentrations, comammox and heterotrophic activities. Journal Science of the total environment,848 (1). 1-12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157628

Morales, G., López, D., Vera I. y Vidal, G. (2013). Humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de materia orgánica y nutrientes contenidos en aguas servidas.22(1).33-46. https://www.redalyc.org/pdf/299/29936198004.pdf

Moreno, D.P.; Quintero, J. y López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. Recuperado de http://www.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n78ne/eutrofia2.pdf

Moulessehoul, A., Gallart-Mateu, D.; Harrache, D.; Djaroud, S.; de la Guardia, M.; Kameche, M. (2017). Conductimetric study of struvite crystallization in water as a function of pH. Journal of Crystal Growth. Volume 471. Pages 42-52, ISSN 0022-0248. Recuperado de http://dx.doi.org/10.1016/j.jcrysgro.2017.05.011

Moulessehoul, A., Harrache, D., Gallart M., D., De la guardia, M., Kameche, M. (2024). Phosphorus removal and recovery from water and wastewater by the struvite crystallization. Journal Desalination and water treatment,320 (1). 1-11. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100902

Muhmood, A., Lu, J., Dong, R. y Wu, S. (2018). Formation of struvite from agricultural wastewaters and its reuse on farmlands: Status and hindrances to closing the nutrient loop. Journal of environmental Management, 230. 1-13. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.030

Muñoz, J.F. y Ramos, M. (2014).Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuals. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 24 (1).49 - 66. DOI: 10.18359/rcin.7

Ndeddy, R.J., Hossain, Md., Nasir, A., Zhan, Y., Zhang, X., Zhu, J., Wang, Z.W. y Wu, S. (2024). Enhanced nutrient recovery from anaerobically digested poultry wastewater through struvite precipitation by organic acid pre-treatment and seeding in a bubble column electrolytic reactor. Water Research. 251(1).1-12. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121239

Noyola, A., Morgan,J.M. y Güereca, L.P. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Universidad nacional autónoma de México instituto de ingeniería.(1).1-140. Recuperado de http://www.pronatura-sur.org/web/docs/Tecnologia_Aguas_Residuales.pdf

Oh, M. H., Lee, E. Y., Yang, S. H., y Yoon, T. H. (2015). Struvite crystallization of anaerobic digestive fluid of swine manure containing highly concentrated nitrogen. Asian-Australasian Journal of Animal Sciences, 28(7), 1053–1060. https://doi.org/10.5713/ajas.14.0679

Omidire, N.S. y Brye, K.R. (2022). Wastewater-recycled struvite as a phosphorus source in a wheat–soybean double-crop production system in eastern Arkansas. Agrosystems, Geosciences & Environment.5. https://doi-org.bd.univalle.edu.co/10.1002/agg2.20271

ONU-Hábitat y OMS. (2021).Progreso en el tratamiento de las aguas residuales-estado mundial y necesidades de aceleración del indicador 6.3.1 de los ODS. Recuperado de https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/10/sdg6_indicator_report_631_progress-on-wastewater-treatment_2021_es.pdf

Organización de las Naciones Unidas. (2022). Los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Recuperado de https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/

Orozco, A. (2005). Bioingeniería de aguas residuales: teoría y diseño, 2 edición. Bogotá: Asociación colombiana de ingeniería sanitaria y ambiental (ACODAL)

Otieno, B., Funani, C., Khune, S., y Muzenda, E. (2023). Struvite recovery from anaerobically digested waste-activated sludge: A short review. *Journal of Materials Research*, 38(17), 3815–3826. https://doi.org/10.1557/s43578-023-01108-4

Pastor, L. (2008). Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita (MgNH4PO4. 6H2O). [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Valencia]. Recuperado de https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/2190/tesisUPV2807.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Pastor, L., Mangin, D., Barat, R. y Seco, A. (2008). A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor: Conditions influencing the process. Bioresource Technology.99,6285-6291. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.003

Patyal, V., Jaspal D. y Khare, K. (2023). 6 - Insight into technologies for phosphorus recovery from municipal wastewater treatment plants. Resource Recovery in Municipal Waste Waters. Elsevier.107-126.https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99348-7.00008-4.

Prangya, R.R., Muhammad, K.S., Rajesh, R.D., Puspendu, B., Dezhao, L., Sunita, V., Tian, C.Z. y Rao, Y.S. (2021). Nutriente removal from domestic wastewater: a comprehensive review on conventional and advanced technologies. Journal of environmental management. 296. 113246. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246

Priyadarshi R.C., Himani M., Krishna G. B. y Chaudhery M.H. (2023). Severe deterioration in food-energy-ecosystem nexus due to ongoing Russia-Ukraine war: A critical review. Science of The Total Environment.902.1-11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166131.

Qian G., Yingpeng L., Yun Z., Wei L., Jiajie Z., Xin Y., Ranwen O., Guisheng Z. (2023). A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater. Journal of Environmental Management.344.1-16. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118383.

Raffo, E. y Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Revista de la facultad de ingeniería industrial. Universidad Nacional mayor de san marcos.17 (1).1-11. https://www.redalyc.org/pdf/816/81640855010.pdf

Ramírez, M.E. (2004). Capitulo II fundamentos teóricos de lodos activados y aireación extendida, biblioteca IDEAM.1-36. Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1FundamentosdelprocesodelodosactivadosRamos, M., Muñoz, J.F. y Saldarriaga, J.C.(2017). Efecto de la secuencia anaeróbica-óxica-anóxica (AOA) en la eliminación de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un SBR modificado a escala de laboratorio.Scielo. 25(3).477-491. https://www.scielo.cl/pdf/ingeniare/v25n3/0718-3305-ingeniare-25-03-00477.pdf

Ravi, R., Beyers, M., Bruun, S. y Meers, E. (2022). Life cycle assessment of struvite recovery and wastewater sludge end-use: A Flemish illustration, Resources, Conservation and Recycling, 182. 0921-3449. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106325.

Rey, C., Combes, C., Drouet, C., Grossin, D., Bertrand, G. y Soulié, J. (2017). Bioactive Calcium Phosphate Compounds: Physical Chemistry. En University of Toulouse (Eds). Materials science and materials engineering. (Vol 1.pp.244-290). https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.10171-7

Robles, A., Aguado, D., Barat, R., Borràs, L., Bouzas, A., Giménez, J. B., Martí, N., Ribes, J., Ruano, M. V., Serralta, J., Ferrer, J., y Seco, A. (2020). New frontiers from removal to recycling of nitrogen and phosphorus from wastewater in the Circular Economy. Bioresource Technology, 300, 122673. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122673

Ronteltap, M., Maurer, M. y Gujer, W. (2007). Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine. Water Research, 41(5), 977–984. https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.046

Ronzano, E. y Dapena, J.L. (1995).Tratamiento biológico de las aguas residuales (1a ed).Diaz de Santos.

Ruiz, I.; Álvarez, J.; Soto, M. (2016). El Potencial De La Digestión Anaerobia En El Tratamiento De Aguas Residuales Urbanas Y Efluentes De Baja Carga Orgánica. ResearchGate, 38(November), 1–12. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/331547845_El_Potencial_de_la_Digestion_Anaerobia_en_el_Tratamiento_de_Aguas_Residuales_Urbanas_y_Efluentes_de_baja_carga_organica

Saldarriaga, J.C., Hoyos, D.A. y Correa, A.(2011). Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. Scielo.15.129-140. http://www.scielo.org.co/pdf/eia/n15/n15a11.pdf

Sánchez, A. S., Oliveira Rodríguez-Esquerre, K. S., Medeiros, D. L., Santiago, A. F., Hunt, J. D. y Nogueira, I. B. dos R. (2024). Nutrient recovery in wastewater treatment plants through biosolids and struvite precipitation: Case study in Panama City. Cleaner Water, 100042. https://doi.org/10.1016/j.clwat.2024.100042

Santos, A.F., Mendes, L.S., Alvarenga, P., Gando, L.M. y Quina, M.J. (2024). Nutrient recovery via struvite precipitation from wastewater treatment plants: Influence of operating parameters, coexisting ions, and seeding. Journal Water. 16(12).1675. https://doi.org/10.3390/w16121675

Sea, Y. F., Chua, A. S. M., Ngoh, G. C., y Rabuni, M. F. (2024). Integrated struvite precipitation and Fenton oxidation for nutrient recovery and refractory organic removal in palm oil mill effluent. Water, 16(13), 1788. https://doi.org/10.3390/w16131788

Shaddel, S., Tonje, G., Andreassenb, P., Osterhus, S.W. y Ucar, S. (2020). Crystallization kinetics and growth of struvite crystals by seawater versus magnesium chloride as magnesium source: towards enhancing sustainability and economics of struvite crystallization.Chemosphere.256.126968.https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520311619

Śniatała, B., Al-Hazmi, H. E., Sobotka, D., Zhai, J. y Mąkinia, J. (2024). Advancing sustainable wastewater management: A comprehensive review of nutrient recovery products and their applications. Science of the Total Environment, 937, 173446. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173446

Soo, A., Wang, L., Wang, C. y Shon, H.K. (2023). MachIne learning for nutrient recovery in the smart city circular economy – A review. Process Safety and Environmental Protection, 173. 529-557. https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.065

Sospedra, J., Niencheski, L.F., Falco, S., Andrade, C.F., Attisano, K.K y Rodilla, M. (2018). dentifying the main sources of silicate in coastal waters of the Southern Gulf of Valencia (Western Mediterranean Sea). Oceanologia. 60(1).52-64. https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.07.004

Soto, J. (2010). La dureza del agua como indicador básico de la presencia de incrustaciones en instalaciones domésticas sanitarias. Scielo Ingeniería Investigación y Tecnología. 11(2).1-12. https://www.scielo.org.mx/pdf/iit/v11n2/v11n2a4.pdf

Suarez M., C.L. (2011). Tratamiento de aguas residuales municipales en el Valle del Cauca. [Tesis de maestría, Universidad del Valle]. Recuperado de http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/10893/10174/1/7720-0445526.pdf

Superservicios.(2021).Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de acueducto y alcantarillado 2020. Recuperado de https://www.superservicios.gov.co/sites/default/files/inline-files/informe_sectorial_aa_30-12-21_vf%20%281%29.pdf

Tansel, B., Lunn, G. y Monje, O. (2018). Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. Chemosphere, 194, 504-514. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.004

Tarragó, E., Puig, M., Ruscalleda, M.D, Balaguer y Colprim, J. (2016). Controlling struvite particles' size using the up-flow velocity, Chemical Engineering Journal,302,819-827.Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.036

Tejas, N. V y Sabumon, P.C. (2021). Recovery of struvite from wastewaters as an eco-friendly fertilizer: Review of the art and perspective for a sustainable agriculture practice in india, Sustainable Energy Technologies and Assessments, 48, 2213-1388. https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101573

UNESCO. (2017). Tercer Informe sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. Biblioteca digital. Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000374903_spa?posInSet=1&queryId=N-EXPLORE-780a134c-2d5b-4e16-953f-d8be90c72e56

Valenzuela, E.I., Cervantes, P., Ortega, W., Franco, M. y Gutiérrez, J.(2025). Comprehensive characterization of maize lime-cooking wastewater with a prospective approach for Ca-P minerals recovery: Implications for waste valorization. Separation and Purification Technology. 353 (1).1-11. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.128450

Vasconcelos, C. (2013). Estudio de la Cristalización y Recuperación de Hidroxiapatita en un reactor de Tanque Agitado. [Trabajo de investigación, Universitat Politecnica de Catalunya]. Recuperado de https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/20563

Vásquez, N, Rivera D.M., Larrahondo, D.A., Mazuera, H.D., Gandini, M.A., Goyes, C.E y Mejía I.M. (2022). Struvite and hydroxyapatite recovery from wastewater treatment plant at Autónoma de Occidente University, Colombia, Case Studies in Chemical and Environmental Engineering,6.100213. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100213

Vásquez, N, Trujillo L.V. y Paredes, V. (2021).Valle del cauca and its challenges in the integral management of wastewater in times of crisis. 27nd International Sustainable Development Research Society Conference, Mid Sweden University,13-15. Recuperado de https://hdl.handle.net/10614/13559

Von Sperling, M. (2001). Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os principios da teoria do fluxo de sólidos., Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Vol. 6, No. 3, 2001, pp.147-156.

Von Sperling, M. (2012). Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de las aguas residuals.Principios del tratamiento biologico de aguas residuals. Departamento de engenharia sanitaria e ambiental da universidade federal de minas gerais.1.468p.

Wang, Y., Mou, J., Liu, X. y Chang, J. (2021). Phosphorus recovery from wastewater by struvite in response to initial nutrients concentration and nitrogen/phosphorus molar ratio. Journal Science of the total environment.789 (1).1-10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147970

Wei, X., Chun-Xiang, G., Zheng-Qing, H., Sheng, L., Wang, L., Shao, L., Yi, X., Hua-Zhang Z. (2022). High-gravity technology-enhanced activated sludge process for municipal wastewater treatment. Chemical Engineering Science. 252.117279. https://doi.org/10.1016/j.ces.2021.117279.

Wua, H y Vaneeckhaute, C.(2022). Nutrient recovery from wastewater: A review on the integrated Physicochemical technologies of ammonia stripping, adsorption and struvite precipitation. Chemical engineering journal.433(3).133664. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133664

Xingyang, L., Hongyan, N., Hongru, J., Hui, W. y Chongqing, W. (2023). Research trends on phosphorus removal from wastewater: A review and bibliometric analysis from 2000 to 2022.Journal of water process engineering .55(1). 1-14.https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104201

Yan, R., Ma, H., y Li, Q. (2024). Phosphorus recovery via struvite crystallization in batch and fluidized-bed reactors: Roles of microplastics and dissolved organic matter. Science of the Total Environment, 922, 170401. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135108

Ye, Y.; Ngo, H.H.; Guo, W.; Liu, Y.; Li, J.; Liu, Y.; Zhang X. y Jia, H. (2017). Insight into chemical phosphate recovery from municipal wastewater. Science of the Total Environment 576:159-171. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.078

Ye, Z.; Shen, Y.; Ye, X.; Zhang, Z.; Chen, S. y Shi, J. (2014). Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: Property of aggregates. Journal of Environmental Sciences 26:991-1000. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60536-7

Yu, R., Geng, J., Ren, H., Wang, Y. y Xu, K.E. (2013). Struvite pyrolysate recycling combined with dry pyrolysis for ammonium removal from wastewater. Bioresource technology. 132. 154-159. http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.015

Yuanyao, Y., Huu, H.N., Wenshan, G., Yiwen, L., Jixiangli, Yi L., Xiinbo Z. y Hui, J. (2017). Insight into chemical phosphate recovery from municipal wastewater. Science of the total environment.576,15,159-171. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.078

Zheng, X.; Zhou, W.; Wan, R.; Luo, J.; Su, Y.; Huang, H. y Chen, Y. (2018). Increasing municipal wastewater BNR by using the preferrred carbón source derived from kitchen wastewater to enhance phosphorus uptake and short-cut nitrification-denitrification. Chemical Engineering Journal 344:556-564. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.124

Zhu, X., Xuewei, L., Shan Y, y Zhao, Xu. (2023). Treatment of catalyst wastewater through an environmentally friendly electrodeposition-precipitation-electrooxidation coupling process: Recovery of copper and silicate, and removal of COD. Separation and Purification Technology.317(1).1-11. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123858

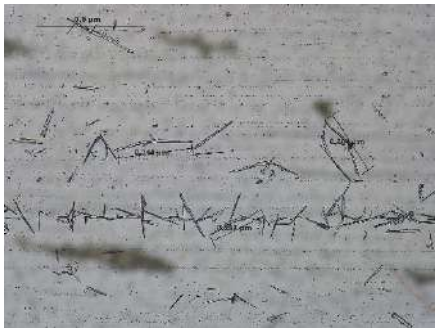
Zou, H. y Wang, Y. (2016). Phosphorus removal and recovery from domestic wastewater in a novel process of enhanced biological phosphorus removal coupled with crystallization. Bioresource Technology 211:87–92. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.073Get rights and content

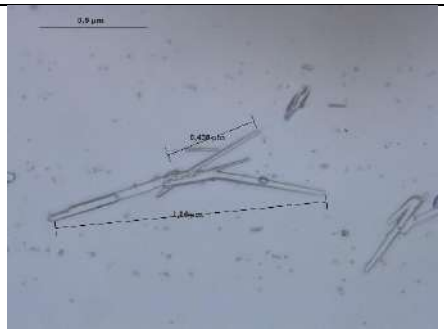
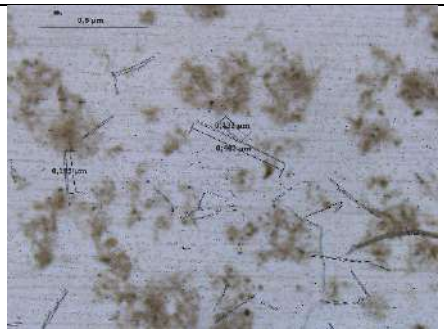
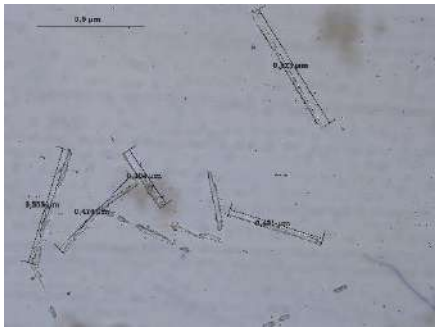
ANEXOS

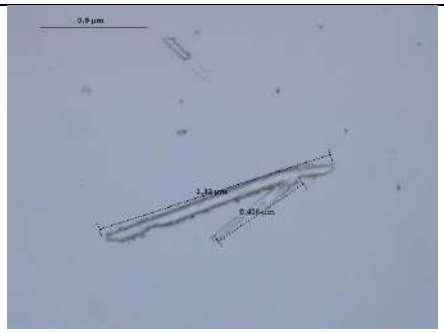
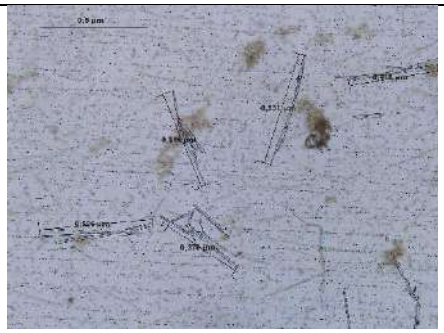
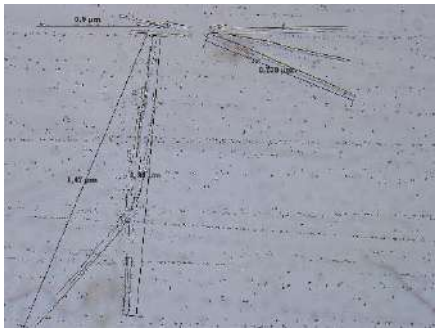
En correspondencia con los datos manejados y obtenidos en el proyecto como: caracterización agua residual (ARC), caracterización licor mixto (L.M), cálculos correspondientes y los ensayos experimentales, se adjunta los siguientes archivos digitales.

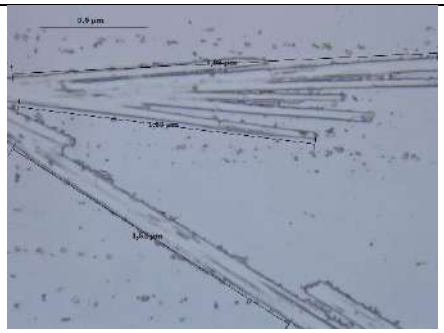
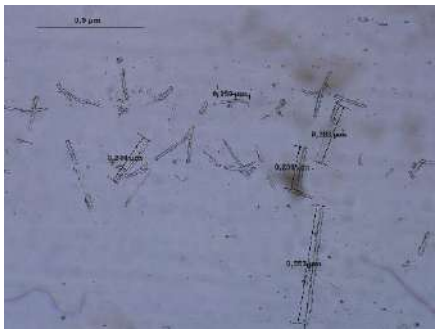
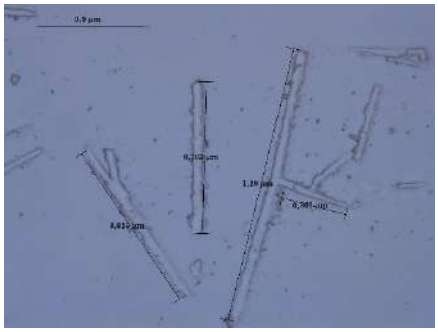
Anexo A. se presenta la siguiente tabla con las micrografías del análisis de la microscopia óptica correspondientes al ensayo preliminar con la condición de la mezcla ARC: L.M

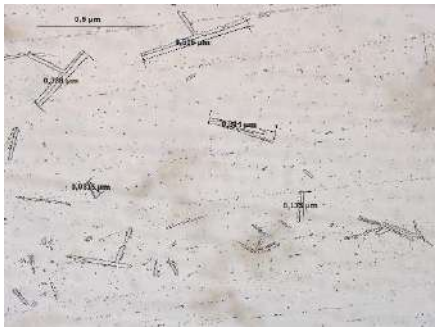
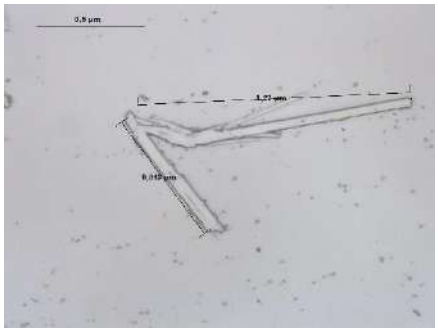
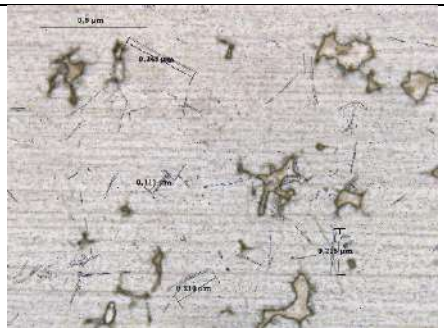
Tabla 37 Microscopia óptica del Ensayo preliminar de precipitación química con la condición de mezcla ARC:L.M

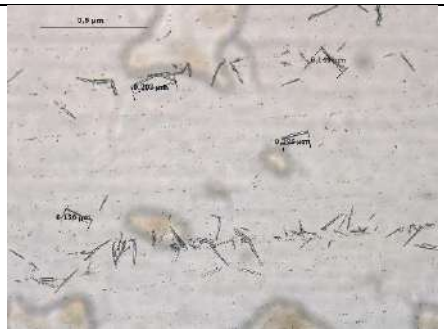
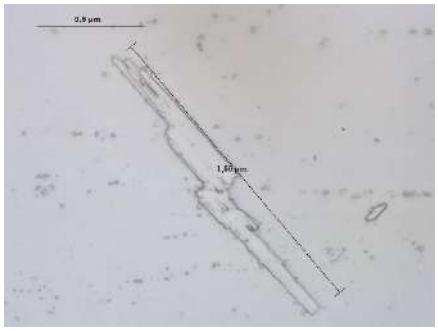
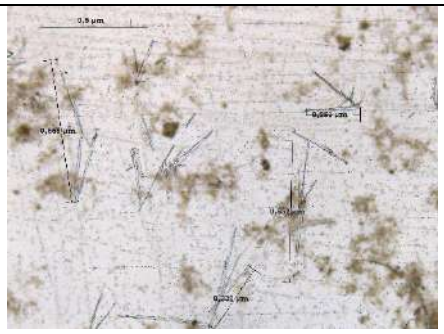
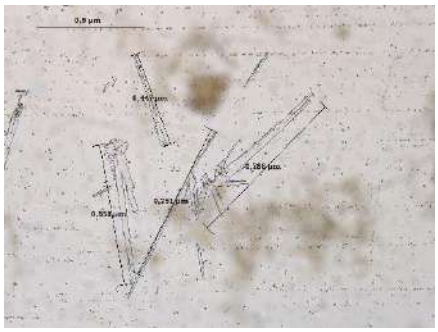
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	**Imagen Ensayo**	**Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)**	**Observaciones**
B1 (100:00) 138 mg/L		 Jarra 1- 020524-4X  Jarra 1- 020524-10X	Condición: Jarra 1, Blanco con solo ARC, ajuste a pH reacción 10,07 unidades. Morfología: Varillas con extremos puntiagudos y extremos asimétricos Tamaño (40X): 1,26 µm con una ramificación 0,430 µm

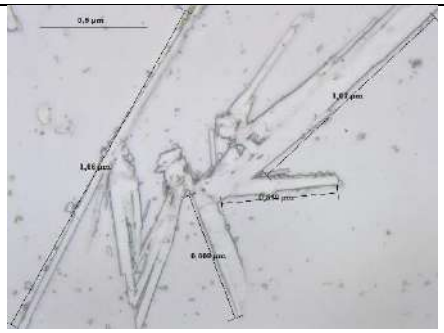
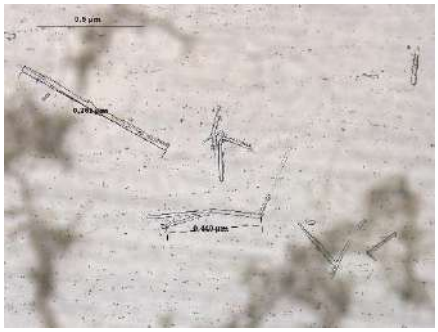
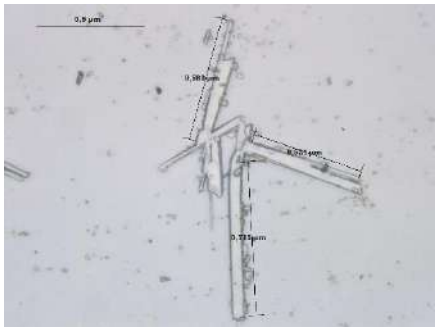
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra 1- 020524-40X	
B2 (00:100) 138 mg/L		 Jarra 2- 020524-4X  Jarra 2- 020524-10X	Condición: Jarra 2, Blanco con solo L.M, ajuste a pH reacción 10,09 unidades. Morfología: Varillas con extremos asimétricos, formaciones incompletas Tamaño (40X): 1,13 µm con una ramificación 0,476 µm

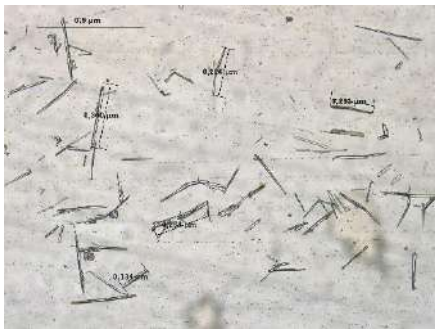
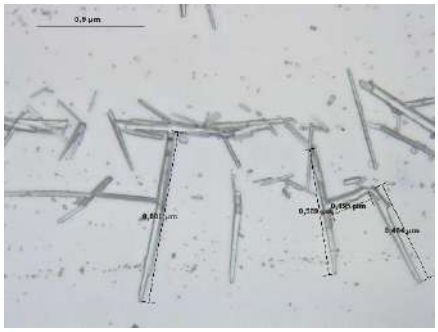
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra 2- 020524-40X	
M1 (90:10) 138 mg/L		 Jarra 3- 020524-4X  Jarra 3- 020524-10X	<u>Condición:</u> Jarra 3, mezcla 90 ARC y 10 L.M, ajuste a pH 10,00 unidades. <u>Morfología</u>: Dendrítica (formación incompleta) <u>Tamaño (40X):</u> 1,52 µm, con ramificaciones de 1,98 y 139 µm.

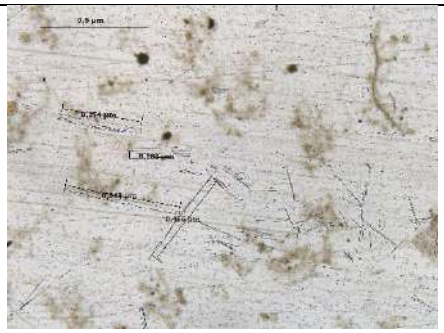
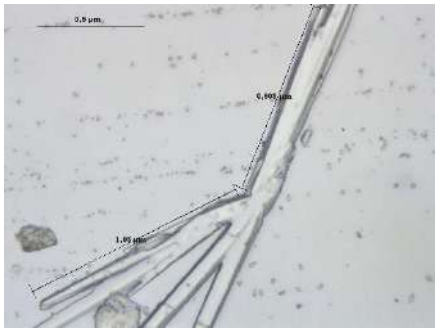
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra 3- 020524-40X	
M2 (80:20) 138 mg/L		 Jarra 4- 020524-4X  Jarra 4- 020524-10X-1  Jarra 4- 020524-40X	<u>Condición:</u> Jarra 4, mezcla 80 ARC y 20 L.M, ajuste a pH 10,17 unidades. <u>Morfología</u>: Varillas con extremos asimétricos (formación incompleta) <u>Tamaño (40X):</u> 1,29 µm con ramificación 0,307 µm

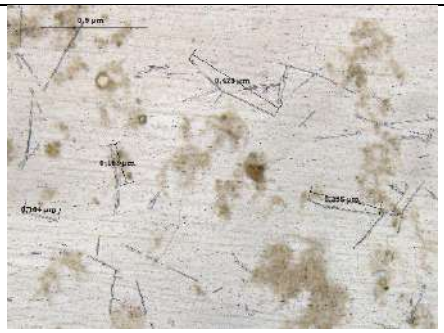
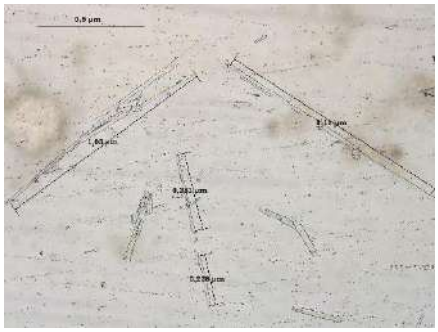
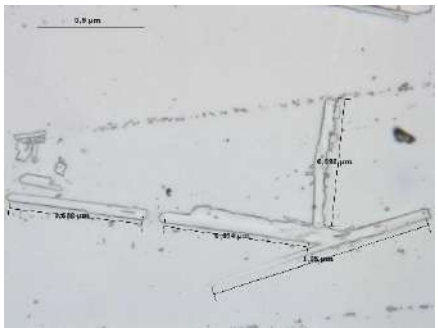
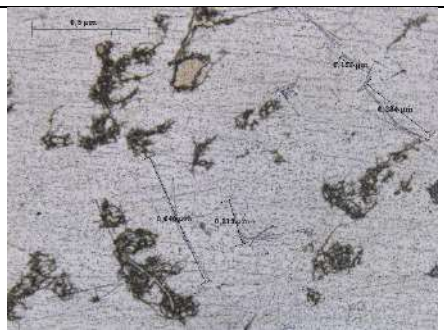
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
M3 (70:30) 138 mg/L		 Jarra 5-020524-4X  Jarra 5-020524-10X  Jarra 5-020524-40X	<u>Condición:</u> Jarra 5, mezcla 70 ARC y 30 L.M, ajuste a pH 10,13 unidades <u>Morfología</u>: Varillas con extremos asimétricos (formación incompleta) <u>Tamaño (40X):</u> 1,27 µm con extremo 0,643 µm
M4 (65:35) 138 mg/L		 Jarra 6-020524-4X	<u>Condición:</u> Jarra 6, mezcla 65 ARC y 35 L.M, ajuste a pH 10,24 unidades. <u>Morfología</u>: Dendrítica (formación incompleta) <u>Tamaño (40X):</u> 1,50 µm

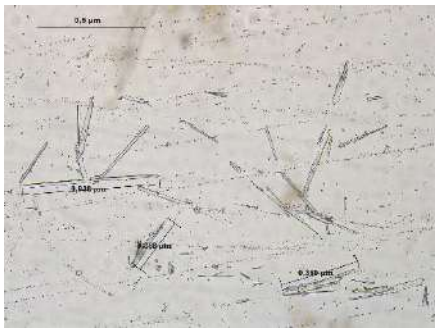
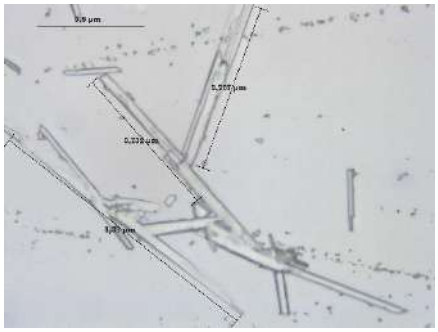
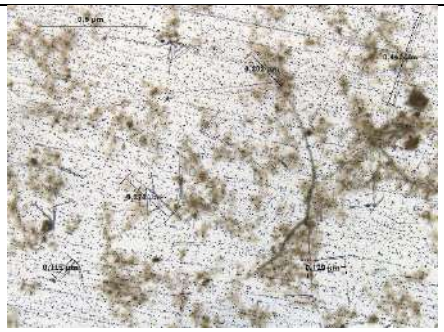
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra 6-020524-10X-4  Jarra 6-020524-40X-3	
B1 (100:00) 165 mg/L		 Jarra 7-020524-4X  Jarra 7-020524-10X	Condición: Jarra 7 Blanco con solo ARC, ajuste a pH 10,07 unidades. Morfología: Dendrítica (formaciones incompletas) Tamaño (40X): 1,07 µm, con ramificaciones de 0,609 y 0,540 µm.

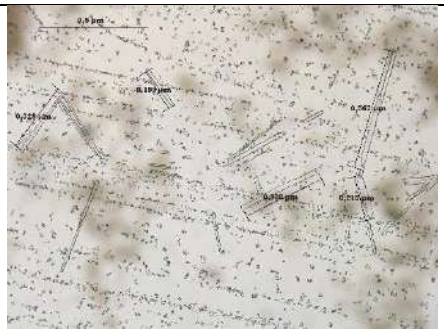
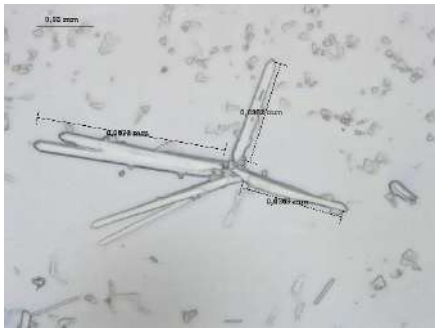
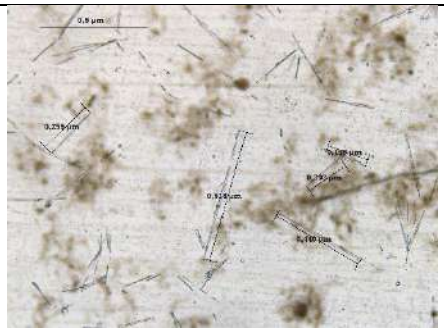
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra 7-02052-40X	
B2 (00:100) 165 mg/L		 Jarra 8-020524-4X  Jarra 8-020524-10X  Jarra 8-020524-40X	<u>Condición:</u> Jarra 8 blanco con solo L.M, ajuste a pH 10,17 unidades. <u>Morfología</u>: Varillas con extremos asimétricos <u>Tamaño (40X):</u> 0,715 µm con extremos de 0,524 y 0,580 µm.

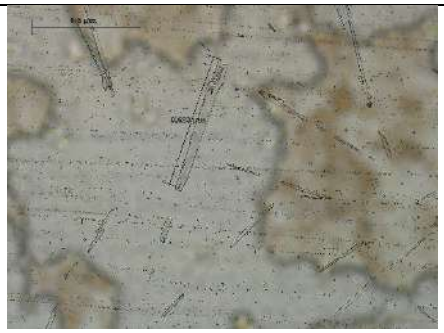
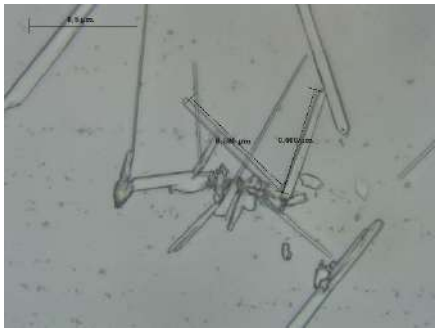
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
M1 (90:10) 165 mg/L		 Jarra 9-020524-4X-4  Jarra 9-020524-10X-2  Jarra 9-020524-40X	Condición: Jarra 9 mezcla de 90 ARC y 10 de L.M, ajuste de pH a 10,05 unidades. Morfología: Varillas con extremos puntiagudos Tamaño (40X): 0,801 µm y cristal de 0,589 con ramificación 0,195 y 0,484 µm.

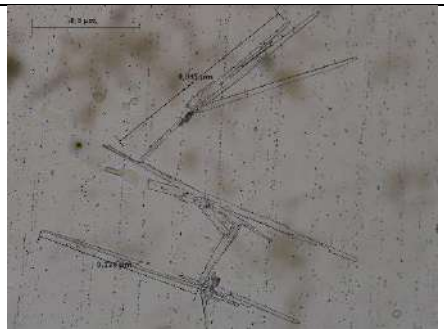
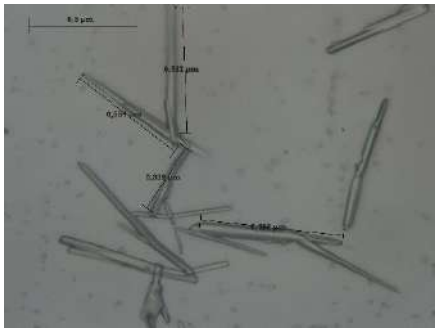
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
M2 (80:20) 165 mg/L		 Jarra10-020524-4X-1  Jarra10-020524-10X-1  Jarra10-020524-40X-5	Condición: Jarra 10 mezcla de 80 ARC y 20 de L.M, ajuste de pH 10,19 unidades. Morfología: dendrítica (definida) Tamaño (40X): 0,908 µm con ramificación de 1,05 µm.
M3 (70:30) 165 mg/L			Condición: Jarra 11 mezcla de 70 ARC y 30 L.M, ajuste de pH 10,21 unidades. Morfología: varillas con extremos puntiagudos (formación incompleta)

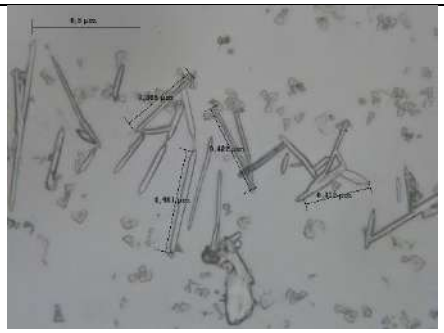
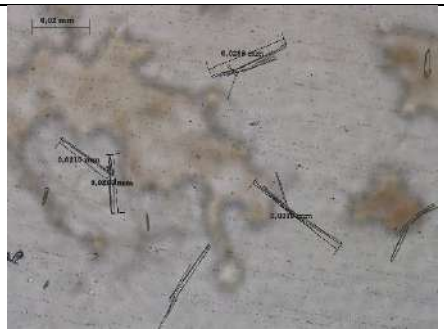
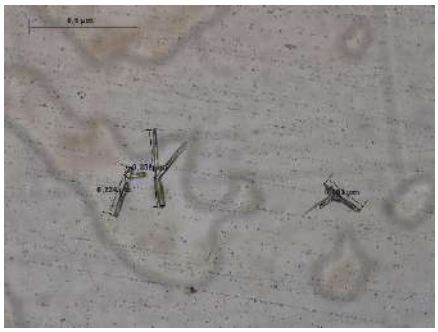
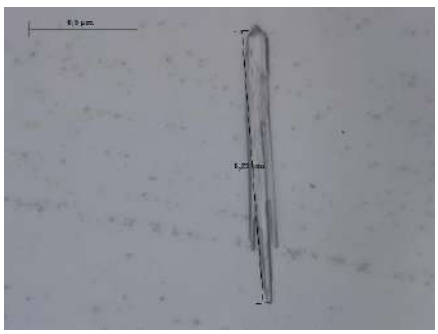
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra11-020524-4X-1  Jarra11-020524-10X-1  Jarra11-020524-40X-3	<u>Tamaño (40X):</u> 1,11 µm ,1,05 µm, 0,361 µm y 0,238 µm.
M4 (65:35) 165 mg/L		 Jarra12-020524-4X-2	<u>Condición:</u> Jarra 12 mezcla de 65 ARC y 35 L.M , ajuste de pH 10,28 unidades. <u>Morfología</u>: Cruciforme <u>Tamaño (40X):</u>

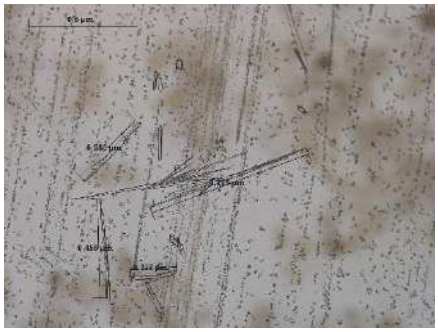
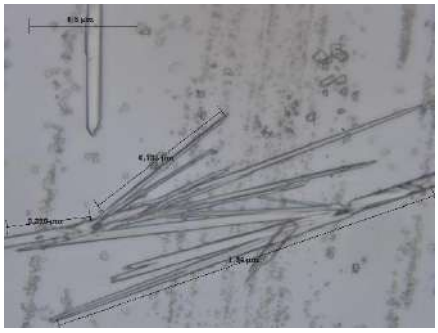
Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra12-020524-10X-4  Jarra12-020524-40X-2	1,39 µm con extremos de 0,732 µm y 0,737 µm.
B1 (100:00) 192 mg/L		 Jarra13-020524-4X-1	<u>Condición:</u> Jarra 13 solo ARC, ajuste de pH reacción 9,74 unidades. <u>Morfología</u>: cruciformes <u>Tamaño (40X):</u> Extremos de 0,0672 mm, 0,0362 mm y 0,0369 mm

Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra13-020524-10X-4  Jarra13-020524-40X	
B2 (00:100) 192 mg/L		 Jarra14-020524-4X	<u>Condición:</u> Jarra 14 solo con L.M, ajuste de pH 9,91 unidades. <u>Morfología</u>: Varillas con extremos puntiagudos <u>Tamaño (40X):</u> 0,500 a 0,590 µm

Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra14-020524-10X-2  Jarra14-020524-40X-3	
M1 (90:10) 192 mg/L		 Jarra15-020524-4X-3	<u>Condición:</u> Jarra 15 mezcla 90 ARC y 10 L.M, ajuste de pH 9,88 unidades. <u>Morfología</u>: varillas con extremos puntiagudos <u>Tamaño (40X):</u> 0,667- 0,581-0,554 y 0,332 µm.

Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra15-020524-10X-2  Jarra15-020524-40X-6	
M2 (80:20) 192 mg/L		 Jarra16-020524-4X-1  Jarra16-020524-10X-2	<u>Condición:</u> Jarra 16 mezcla 80 ARC y 20 L.M, ajuste de pH 9,96 unidades. <u>Morfología</u>: Varillas con extremos puntiagudos <u>Tamaño (40X):</u> 0,481-0,422-0,365 y 0,312 µm

Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
		 Jarra16-020524-40X-5	
M3 (70:30) 192 mg/L		 Jarra17-020524-4X-2  Jarra17-020524-10X-2  Jarra17-020524-40X-3	<u>Condición:</u> Jarra 17 mezcla 70 ARC y 30 L.M, ajuste de pH 10,05 unidades. <u>Morfología</u>: Varillas con extremos puntiagudos <u>Tamaño (40X):</u> 1,27 µm

Mezcla ARC: L.M / Dosis $MgCl_2$	Imagen Ensayo	Imagen Microscopia óptica (4x,10x,40x)	Observaciones
M4 (65:35) 192 mg/L		 Jarra18-020524-4X-1  Jarra18-020524-10x-8  Jarra18-020524-40X-8	Condición: Jarra 18 mezcla 65 ARC y 35 L.M, ajuste de pH a 10,10 unidades Morfología: Dendrítica Tamaño (40X): 1,84 µm con ramificación 0,722 y 0,390 µm

Anexo B. Libro de cálculo en Excel – Caracterización ARC-L.M- Ensayo exp 31-03-2025

Anexo C. Análisis cinético para las corridas experimentales- Corrida Exp ARC MgCl2 JM, JT, M

A continuación, se presenta el enlace de acceso a la carpeta de Drive de los Anexo B. y Anexo C.

https://drive.google.com/drive/folders/1K7REdGaZqxCLCh2XgiuOoIoIt-2NaPly?usp=sharing