

Viabilidad del Uso del Óxido de Magnesio en la Precipitación de Estruvita a partir del Digerido
de Estiércol Porcino

Jorge Esteban Jaimes Gutierrez y Dianne Melissa Silva Aguirre

Trabajo de Grado para optar al título de Ingeniero Químico

Director

Humberto Escalante Hernández

PhD en Ingeniería Química

Codirectora

Liliana del Pilar Castro Molano

PhD en Ingeniería Química

Tutora

Maria José Uribe Muñoz

Ms(c) Ingeniera Química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2026

Dedicatorias

A Dios, por acompañarme en mi camino, llenarme de bendiciones y darme la fuerza y los talentos necesarios para culminar este proceso.

A mis padres, Viviam y Luis, y a mis hermanos, Emily y Jeferson que son mi fuerza impulsora y el pilar de mi formación. Gracias por su fe inquebrantable en mí y por ese amor infinito que me llena de fuerza. Este triunfo les pertenece.

Daianne Melissa Silva Aguirre.

A Dios, por ser mi guía y permitirme culminar esta meta.

A la Virgen María, por cubrirme con su manto en los momentos más difíciles.

A mi madre, Ana María, por ser mi fortaleza inagotable; gracias por acompañarme en cada triunfo y levantarme en cada caída. A mi padre, Norberto, por su inquebrantable apoyo moral y por creer en mí durante todo este trayecto. A mi hermano, Juan David, compañero fiel de vida, gracias por estar ahí a pesar de nuestras diferencias.

Y a la memoria de quienes partieron antes de tiempo. Aunque no están físicamente para ver este logro, su recuerdo y apoyo incondicional siguen siendo luz en mi camino.

Jorge Esteban Jaimes Gutierrez

Agradecimientos

A los profesores Humberto Escalante y Liliana Castro, por su invaluable orientación y por brindarnos las herramientas necesarias para llevar a cabo esta investigación.

A María José Uribe, por su paciencia, dedicación y por el tiempo invertido en resolver cada una de nuestras inquietudes durante este camino.

Expresamos nuestro agradecimiento al grupo de investigación INTERFASE, al semillero de Metanogénesis y a los laboratorios de Microscopía y Rayos X del Parque Tecnológico Guatiguará, cuyo soporte técnico y científico fue fundamental.

De igual manera, agradecemos a los técnicos del Laboratorio de Procesos de la Escuela de Ingeniería Química, Wilson y Eduardo, y al Ing. Guillermo, por su constante colaboración y apoyo logístico.

Finalmente, a nuestras familias, amigos y compañeros, quienes con su aliento y compañía hicieron posible la culminación de este objetivo. A todos, gracias.

Tabla de Contenido

Introducción	12
1. Objetivos.....	15
1.1. Objetivo general.....	15
1.2. Objetivos específicos	15
2. Marco referencial	15
2.1. Estruvita: fundamentos y proceso de obtención	15
2.2. Variables críticas del proceso	16
2.3. MgO como agente precipitante.....	18
2.4. Precipitación de estruvita en operación continua.....	19
3. Metodología	20
3.1. Caracterización del digerido	20
3.1.1. Origen y condiciones de obtención.....	20
3.2. Precipitación de estruvita en operación por lotes	21
3.2.1. Diseño experimental	21
3.2.2. Procedimiento y montaje	21
3.2.3. Tratamiento de datos.....	23
3.3. Proceso de cristalización de estruvita en operación continua	25
3.3.1. Procedimiento y montaje	25
3.3.2. Tratamiento de datos.....	27
4. Resultados	27
4.1. Caracterización del digerido	27
4.2. Precipitación de estruvita en operación por lotes	29

4.2.1.	Remoción de PO_4^{3-}	29
4.2.2.	Conversión de MgO	32
4.2.3.	Comportamiento del pH.....	33
4.2.4.	Calidad del producto precipitado	34
	Morfología y Composición	34
	Pureza y cristalinidad.....	36
	Tamaño de cristal y rendimiento de la precipitación	37
4.2.5.	Selección de relación molar para la precipitación de estruvita en operación continua	40
4.3.	Operación continua	41
4.3.1.	Perfiles de remoción de PO_4^{3-}	41
4.3.2.	Calidad del producto precipitado	42
	Morfología y Composición	42
	Pureza y cristalinidad.....	44
	Tamaño del cristal y rendimiento de la precipitación.....	45
5.	Conclusiones	47
	Recomendaciones	48
	Referencias Bibliográficas	49
	Apéndices.....	53

Lista de Tablas

Tabla 1 Contexto del uso del MgO como fuente de Mg.....	18
Tabla 2 Parámetros de caracterización analítica y métodos empleados	20
Tabla 3 Rendimiento de la precipitación	39
Tabla 4 Matriz de selección de relación molar	40
Tabla 5 Rendimiento de la precipitación en operación continua	46

Lista de Figuras

Figura 1	Diagrama de flujo del proceso de precipitación de estruvita en operación por lotes	22
Figura 2	Unidad de operación para la precipitación de estruvita en operación por lotes	22
Figura 3	Precipitación de estruvita en operación continua	25
Figura 4	Diagrama de flujo para la precipitación de estruvita en operación continua	26
Figura 5	Remoción de fosfato.....	29
Figura 6	Superficie de respuesta.....	31
Figura 7	Conversión de MgO	32
Figura 8	Comportamiento del pH.....	33
Figura 9	Morfología y composición del precipitado	35
Figura 10	Difractogramas del precipitado obtenido en operación por lotes.....	36
Figura 11	Distribución de tamaño de partícula de la estruvita obtenida en operación por lotes .	37
Figura 12	Perfiles de remoción de PO_4^{3-}	41
Figura 13	Morfología y composición del precipitado obtenido en operación en continuo	42
Figura 14	Difractogramas del precipitado obtenido en operación en continuo.....	44
Figura 15	Distribución de tamaño de partícula de la estruvita obtenida en operación continua .	45

Apéndices

Apéndice 1 Difractograma estruvita pura 53

Resumen

TÍTULO: VIABILIDAD DEL USO DEL ÓXIDO DE MAGNESIO EN LA PRECIPITACIÓN DE ESTRUVITA A PARTIR DEL DIGERIDO DE ESTIÉRCOL PORCINO*

AUTORES: JORGE ESTEBAN JAIMES GUTIERREZ**, DAIANNE MELISSA SILVA AGUIRRE**

PALABRAS CLAVE: .

DESCRIPCIÓN:

La presente investigación evaluó la viabilidad técnica del óxido de magnesio para recuperar fósforo como estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) a partir del digerido de estiércol porcino. El estudio comprendió la caracterización del digerido, ensayos en operación por lotes y en un CSTR. En la fase por lotes, se analizó el efecto de la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ (1:1, 1.3:1, 1.7:1 y 2.1:1) y el tiempo de reacción (30, 60 y 90 min). La mayor eficiencia se obtuvo con una relación de 1.7:1 a los 60 minutos de reacción, alcanzando un 94.5% de remoción de fosfatos. Se determinó que dosis superiores de magnesio limitan su conversión llevando a desperdicios del reactivo. La operación en el CSTR mantuvo eficiencias de remoción de PO_4^{3-} estables cercanas al 80% en todos los Tiempos de Residencia Hidráulica (TRH) evaluados (47, 64 y 79 min). Se observó una relación inversa entre el TRH y el tamaño del cristal; el tiempo de 47 minutos favoreció la obtención de partículas de mayor diámetro medio, 32 μm y mayor remoción de fosfato. El producto sólido fue validado mediante Difracción de Rayos X (XRD) y Microscopía Electrónica de Barrido (SEM/EDS) como estruvita de alta pureza mineralógica. Los resultados confirman que el MgO es un reactivo viable que simplifica el proceso al actuar simultáneamente como fuente de magnesio y agente alcalinizante.

* Trabajo de grado.

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández, Doctor en Ingeniería Química. Codirectores: Liliana del Pilar Castro Molano, Doctora en Ingeniería Química & María José Uribe Muñoz, Ingeniera química.

Abstract

TITLE: FEASIBILITY OF USING MAGNESIUM OXIDE IN THE PRECIPITATION OF STRUVITE FROM PIG MANURE DIGESTATE*

AUTHORS: JORGE ESTEBAN JAIMES GUTIÉRREZ**, DAIANNE MELISSA SILVA AGUIRRE**

KEY WORDS: STRUVITE, PIG MANURE, MAGNESIUM OXIDE, PHOSPHORUS RECOVERY, CSTR REACTOR.

DESCRIPTION:

This research evaluated the technical feasibility of magnesium oxide for recovering phosphorus as struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) from pig manure digestate. The study included characterization of digestate, batch operation tests, and tests in a CSTR. In the batch phase, the effect of the $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ molar ratio (1:1, 1.3:1, 1.7:1, and 2.1:1) and reaction time (30, 60, and 90 min) were analyzed. The highest efficiency was obtained with a ratio of 1.7:1 at 60 minutes of reaction, achieving 94.5% phosphate removal. It was determined that higher doses of magnesium limit its conversion, leading to reagent waste. Operation in the CSTR maintained stable removal efficiencies close to 80% at all evaluated hydraulic residence times (HRT) (47, 64, and 79 min). An inverse relationship was observed between the HRT and crystal size; the 47-minute time favored the obtaining of particles with a larger average diameter, 32 μm , and greater phosphate removal. The solid product was validated by X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy (SEM/EDS) as struvite of high mineralogical purity. The results confirm that MgO is a viable reagent that simplifies the process by acting simultaneously as a source of magnesium and an alkalizing agent.

* Bachelor tesis.

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández, Doctor of Chemical Engineering. Codirectors: Liliana del Pilar Castro Molano, Doctor of Chemical Engineering & María José Uribe Muñoz, Chemical Engineer.

Introducción

La digestión anaerobia (DA) es una alternativa ampliamente aplicada para el tratamiento de estiércol porcino, debido a que permite la estabilización de la materia orgánica mediante la acción de un consorcio microbiano produciendo biogás y un lodo residual conocido como digerido. Durante la DA la materia orgánica se descompone, mineralizando los nutrientes y liberando altas concentraciones de amonio (NH_4^+) y fosfato (PO_4^{3-}) que quedan depositadas en el digerido (Freire et al., 2025).

Sin embargo, el aprovechamiento del digerido presenta desafíos desde el punto de vista operativo y ambiental, asociados principalmente a su alto volumen dado que corresponde al 93% de lo que ingresa al digestor y a la presencia de microorganismos patógenos como *Salmonella* y *E. Coli* además de metales pesados como Cadmio (Cd), Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) (Li et al., 2025). Una alternativa de solución para la problemática expuesta es la obtención de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) como método de recuperación de nitrógeno y fósforo presentes en el digerido, obteniendo un mineral con un alto potencial como biofertilizante (Corona et al., 2021). La precipitación de este mineral no solo permite atenuar la carga contaminante y los efectos ambientales de los efluentes derivados de la DA, sino que constituye una estrategia sostenible ante el agotamiento de las reservas de fósforo (Kalpakchiev et al., 2025). Asimismo, se ha observado que la estruvita como fertilizante presenta ventajas frente a los productos comerciales, tales como una mayor biocompatibilidad con las raíces de los cultivos y una concentración significativamente menor de metales pesados (Latifian et al., 2012).

La operación de cristalización de estruvita está gobernada principalmente por el pH, la sobresaturación y la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$, y puede verse afectada por la compleja composición iónica del digerido, donde la presencia de especies competidoras como Calcio (Ca),

Potasio (K) y Hierro (Fe) influye en la cinética de precipitación y en la pureza del producto obtenido (Le Corre et al., 2009; Pastor et al., 2010)

En un enfoque de ingeniería de procesos para que la precipitación de estruvita sea viable, el uso del reactivo (MgO) es de gran importancia. El magnesio es esencial para la producción de estruvita, pero se encuentra en concentraciones muy bajas en la mayoría de los digeridos, lo que hace necesaria su adición externa, de manera que se garantice una relación molar de 1:1:1 entre los iones magnesio, amonio y fosfato. Las fuentes de magnesio se pueden clasificar en dos grandes grupos, las de alta solubilidad y las de baja solubilidad. En el primer grupo se tiene el dicloruro de magnesio ($MgCl_2$) y sulfato de magnesio ($MgSO_4$) (Guan et al., 2023) las cuales son muy eficientes por su rápida disolución, pero limitadas económicamente por el alto costo operativo que implica el uso de álcalis como el hidróxido de sodio (NaOH) para regular el pH (Astals et al., 2021). En el segundo grupo se encuentra el óxido de magnesio (MgO), hidróxido de magnesio ($Mg(OH)_2$) y carbonato de magnesio ($MgCO_3$) estas fuentes generan particular interés debido a que permiten ahorrar el costo de álcalis adicionales para controlar el pH gracias a su naturaleza alcalina (Goy, 2020). Aunque, el $MgCl_2$ es el más implementado porque permite una reacción más rápida en comparación con las otras fuentes (Wang et al., 2018), el uso de MgO resulta atractivo al aportar simultáneamente magnesio y alcalinidad; sin embargo, su baja solubilidad hace necesaria una evaluación rigurosa de sus condiciones de uso (Goy, 2020; Romero-Güiza, Astals, et al., 2015).

De acuerdo con lo descrito anteriormente, resulta fundamental evaluar la viabilidad técnica del uso de MgO como agente precipitante para la recuperación de nutrientes en un digerido proveniente de la digestión anaerobia de estiércol porcino. En este sentido, el presente trabajo de grado toma como caso de estudio el biodigestor de la granja porcícola ECOCERD S.A.S., ubicada

en el municipio de Floresta, Boyacá, instalación que opera bajo condiciones psicrofílicas empleando tecnología de bajo costo; permitiendo dar continuidad a investigaciones previas realizadas en el mismo sitio, evaluando la recuperación de nutrientes en un efluente real. En la actualidad el digerido producido se utiliza para captura de carbono, aplicando la cantidad de digerido directamente en el suelo cada año (Cucina et al., 2025). Sin embargo, al ser un proceso que se hace de manera intermitente hay un lapso en el cual no se le da ningún uso al digerido producido, abriendo la oportunidad para su uso en la recuperación de nutrientes a través de la precipitación de estruvita.

Con base en lo anterior, este trabajo de grado busca responder la siguiente pregunta de investigación:

¿Cuál es la viabilidad técnica de utilizar MgO para la recuperación de nutrientes del digerido de estiércol porcino generado en la granja ECOCERD S.A.S., determinando las condiciones de relación molar y tiempo de reacción en operación por lotes con la mayor recuperación de PO_4^{3-} y evaluando su posterior implementación en un CSTR?

1. Objetivos

1.1. Objetivo general

Evaluar la viabilidad técnica del MgO como agente precipitante para la producción de estruvita a partir del digerido anaerobio de estiércol porcino proveniente de un digestor tubular de bajo costo ubicado en la granja ECOCERD.

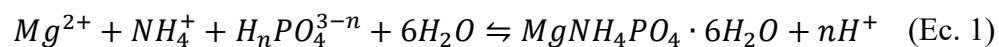
1.2. Objetivos específicos

- Determinar las condiciones de mayor remoción de PO_4^{3-} para la precipitación de estruvita en operación por lotes a escala laboratorio a partir del digerido de estiércol porcino.
- Producir estruvita a partir del digerido de estiércol porcino de forma continua en un reactor de tanque agitado a escala de laboratorio a partir de las condiciones de mayor remoción de PO_4^{3-} establecidas en la operación por lotes.

2. Marco referencial

2.1. Estruvita: fundamentos y proceso de obtención

La estruvita es un mineral cristalino blanco compuesto por magnesio, amonio y fosfato en proporciones equimolares (Guan et al., 2023). La estruvita presenta una estructura ortorrómbica y su tamaño puede variar desde micrómetros hasta milímetros, dependiendo de las condiciones de su formación (González Morales, 2021). El método más extendido para la obtención de estruvita es la precipitación química, un proceso de cristalización gobernado por la reacción estequiométrica presentada en la Ecuación 1.



Para que se pueda llevar a cabo la precipitación de la estruvita Le Corre et al. (2009) señalan que la concentración mínima de PO_4^{3-} requerida para que la precipitación de estruvita sea viable se encuentra en el rango de 153 a 184 mg/L.

El proceso de cristalización de la estruvita sigue tres conceptos principales: sobresaturación, nucleación y crecimiento de los cristales.

La cristalización de la estruvita se rige por la sobresaturación, un estado termodinámico dependiente del pH y la actividad iónica de sus componentes (Mg^{2+} , NH_4^+ y PO_4^{3-}) que se alcanza al exceder el producto de solubilidad (K_{sp}) (González Morales, 2021). La sobresaturación impulsa la nucleación, la cual puede desarrollarse mediante mecanismos primarios (homogénea o heterogénea) o secundarios, dando paso a la fase de crecimiento de los cristales (Guan et al., 2023). El control de la cinética en estas etapas, influenciada por factores como la energía de mezclado, la temperatura y la presencia de iones extraños, resulta fundamental para determinar las características finales del producto, tales como su tamaño de partícula y pureza (Goy, 2020; Guan et al., 2023).

2.2. Variables críticas del proceso

En la cristalización de estruvita, el rendimiento y la calidad del producto final dependen del control de diversas variables operativas. González Morales (2021) encontró que un pH de 9.0 era óptimo para la eliminación de fósforo, mientras que Uribe Muñoz & Acosta Nieto (2024) obtuvieron resultados favorables con un pH de 8.5 en el digerido de estiércol porcino. Por otro lado, Mousavi et al. (2024) reportaron un pH óptimo de 11 para la recuperación de nitrógeno, pero señalaron que este valor puede no ser el más adecuado para la recuperación de fósforo. En este sentido, Jia et al. (2017) advierten que un pH excesivamente alto puede favorecer la formación de estruvita amorfa, menos deseable que la cristalina y la precipitación de otras fases cristalinas no deseadas.

La temperatura también juega un papel importante en la producción de estruvita influyendo significativamente en la tasa de crecimiento de los cristales. La cristalización a 33°C reduce la

pureza del precipitado y a 40°C induce a pérdidas de nitrógeno por la volatilización del amoníaco. Siendo 25°C la temperatura más recomendada, dado que favorece la formación de cristales de mayor tamaño y de alta pureza González Morales (2021).

Igualmente, la relación molar entre los iones de magnesio y fósforo es fundamental ya que afecta tanto la eficiencia de la recuperación de fósforo como la composición del precipitado y la posible formación de otras fases minerales (Uribe Muñoz & Acosta Nieto, 2024). Mousavi et al. (2024) sugieren que una relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ ligeramente superior a la estequiométrica (1:1) es necesaria para asegurar la precipitación completa del fósforo. Por otro lado, Aguilar-Pozo et al. (2023), encontraron que relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1:1 y 2:1 favorecían la precipitación de estruvita, mientras que relaciones más altas, resultaban en la formación de otras fases minerales.

Asimismo, el tiempo de reacción influye tanto en la formación como en el crecimiento de los cristales de estruvita. Diversos estudios han demostrado que la nucleación es un proceso rápido, ocurriendo en minutos bajo condiciones óptimas (Crutchik & Garrido, 2016; Le Corre, 2006), mientras que el crecimiento de los cristales requiere tiempos de residencia más largos para obtener partículas de mayor tamaño y pureza. Por ejemplo, en operación continua, se ha observado que tras aproximadamente 18 horas predominan cristales mayores a 300 μm y de alta pureza, mientras que tiempos cortos favorecen la formación de partículas finas y amorfas (Park et al., 2020). Otras variables como la velocidad de agitación influyen en el tamaño del cristal, donde un rango de 100 a 200 rpm se considera óptimo para obtener cristales más grandes (González Morales, 2021).

Finalmente, la compleja matriz iónica del digerido presenta desafíos inherentes debido a la presencia de iones competidores, independientemente de la configuración del reactor. El ion calcio (Ca^{2+}) es el principal interferente; se ha observado que relaciones molares $Ca^{2+}:PO_4^{3-}$ superiores a 1:1 reducen drásticamente la calidad del producto al favorecer la coprecipitación de fosfatos o

carbonatos de calcio (Enyemadze et al., 2021). A la anterior problemática se suma la interacción de los carbonatos (CO_3^{2-}) con el magnesio, así como la adsorción superficial de metales pesados como cobre (Cu^{2+}) y zinc (Zn^{2+}), factores que comprometen la pureza final de la estruvita (Guan et al., 2023).

2.3. MgO como agente precipitante

Se han realizado diversos estudios para examinar la precipitación de estruvita usando MgO como fuente de Mg (Tabla 1).

Tabla 1

Contexto del uso del MgO como fuente de Mg

Referencia	Fuente de nutrientes	Tipo de operación	Descripción
Freire et al. (2025)	Solución sintética ($\text{NH}_4\text{Cl}-\text{KH}_2\text{PO}_4$)	Batch	Se utilizó Mg:P 1:1 con pH controlado a 9.5. El MgO fue pretratado con HCl 0.1 M durante 6 h para aumentar la disponibilidad de Mg^{2+} . Remoción de fósforo de 97.7%.
Aguilar-Pozo et al. (2023)	Digerido de aguas residuales	Batch	Se evaluaron Mg:P 1:1 y 2:1. El pH fue controlado entre 8.5 y 9.5. A Mg:P 2:1 se obtuvo remoción de fósforo de 89–97%.
Park et al. (2020)	Aguas residuales	CSTR	Se trabajó con Mg:P entre 1.0 a 1.2. El pH fue controlado entre 8.25 y 8.5. El MgO se dosificó como slurry. Remoción de fósforo de 89.5–90.3%.
Goy (2020)	Digerido de aguas residuales	FBR	Se trabajó con Mg:P entre 1.0 y 1.5. El pH fue controlado alrededor de 8.0–8.3 mediante dosificación de MgO. Remoción de fósforo $\geq 70\%$.
Stolzenburg et al. (2015)	Aguas sintéticas	Batch	Se empleó Mg:P 1:1. El pH fue inducido por la disolución del MgO y se mantuvo en el rango de 8 a 9. Remoción de fósforo $>90\%$.

El uso de MgO a escala técnica presenta limitaciones asociadas principalmente a su baja solubilidad. Adicionalmente, al analizar las fuentes de nutrientes estudiadas, se evidencia una brecha en la literatura respecto al tratamiento de digeridos de estiércol porcino. La mayoría de las investigaciones se centran en soluciones sintéticas o aguas residuales municipales, dejando un vacío de conocimiento sobre el comportamiento del MgO en matrices complejas y con alta carga orgánica como los residuos porcinos.

2.4. Precipitación de estruvita en operación continua

La transición de sistemas por lotes a CSTR representa un paso hacia la implementación industrial de la recuperación de fósforo. A diferencia de los sistemas por lotes, los CSTR permiten un contacto homogéneo constante entre las partículas de precipitante y los contaminantes solubles, facilitando tasas rápidas de transporte de masa desde la solución hacia la interfaz sólido-líquido, este tipo de configuración es preferida en aplicaciones a escala real debido a su simplicidad operativa y facilidad de control (Le Corre et al., 2009).

En un sistema continuo, el parámetro de diseño más influyente es el Tiempo de Residencia Hidráulica (TRH); dado que determina el tiempo de contacto disponible para que ocurran las reacciones de nucleación y crecimiento cristalino antes de que el fluido abandone el reactor (Bai et al., 2014). Estudios cinéticos han demostrado que el proceso suele constar de una fase rápida inicial de nucleación, seguida de una fase más lenta de crecimiento (Bai et al., 2014). Por lo tanto, un TRH insuficiente puede resultar en una recuperación incompleta o en el lavado de cristales finos (washout) que no han alcanzado un tamaño suficiente para sedimentar (Pastor et al., 2010). Bai et al. (2014) determinaron que un TRH de 2 horas era adecuado para alcanzar el estado pseudo-estacionario y maximizar la transferencia de masa en el tratamiento de aguas residuales urbanas.

Se ha demostrado que el proceso de cristalización de estruvita, en operación continua, en un CSTR es viable técnica y económicamente. Tecnologías comerciales como NuReSys[®] y PHOSPAQ[™] operan bajo principios de un CSTR, logrando recuperaciones de fósforo superiores al 80-85% mediante el control preciso del pH y la dosificación de magnesio (Di Capua et al., 2022).

3. Metodología

El procedimiento experimental para evaluar la viabilidad técnica del MgO se llevó a cabo en tres fases: a) Caracterización fisicoquímica del digerido, b) ensayos por lotes para determinar la influencia de la relación molar y el tiempo de reacción, y c) cristalización de estruvita en operación continua, utilizando una unidad CSTR.

3.1. Caracterización del digerido

3.1.1. Origen y condiciones de obtención

El digerido fue recolectado de un biodigestor tubular de 40 m³, ubicado en la finca ECOCERD S.A.S. (N: 5°51'48.5'', W: 72°57'49.7''), en el municipio de Floresta, Boyacá. El sistema opera en condiciones psicrófilas (12-16 °C) con un TRH de 14 días. Es alimentado diariamente con 3 m³ de una mezcla de estiércol porcino y agua (1:6 v/v), generando aproximadamente 2.8 m³ diarios de digerido y 8 Nm³ de biogás al día (69% de CH₄).

3.1.2. Caracterización analítica

La caracterización del digerido se realizó siguiendo los protocolos establecidos por APHA et. al (2023). En la Tabla 2 se presentan los parámetros fisicoquímicos y la composición iónica evaluada, seleccionados por su relevancia en la estequiometría y pureza del proceso de cristalización.

Tabla 2

Parámetros de caracterización analítica y métodos empleados

Parámetro	Implicación	Método Analítico
Sólidos Totales (ST) y Volátiles (SV)	La fracción de sólidos, especialmente los volátiles, puede interferir físicamente en el crecimiento del cristal y afectar la hidrodinámica del reactor (Tarragó et al., 2016).	SM 2540 B/E
Ortofosfatos (PO ₄ ³⁻)	Ion limitante cuya concentración inicial define el rendimiento teórico máximo de recuperación de fósforo (Rahaman et al., 2006).	SM 4500-P E

Nitrógeno Amoniacal (NH_4^+)	Reactivo esencial para la formación de estruvita; su alta concentración en digeridos favorece el desplazamiento del equilibrio químico (Mousavi et al., 2024).	SM 4500-NH ₃ C
Magnesio (Mg^{2+})	Reactivo crítico y limitante en el digerido. Su deficiencia confirma la necesidad de adicionar una fuente externa (MgO) (Guan et al., 2023).	
Calcio (Ca^{2+})	Principal interferente que compite por el fosfato para formar hidroxiapatita o fosfatos amorfos, reduciendo la pureza de la estruvita (Enyemadze et al., 2021).	
Potasio (K^+)	Catión que puede competir con el amonio para formar K-estruvita ($\text{MgKPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), especialmente relevante en residuos agroindustriales (Romero-Güiza, Astals, et al., 2015).	SM 3111 B
Hierro (Fe^{2+})	Metal que puede precipitar como impureza o formar complejos que disminuyen la disponibilidad de ortofosfatos para la reacción (Li et al., 2025).	

3.2. Precipitación de estruvita en operación por lotes

3.2.1. Diseño experimental

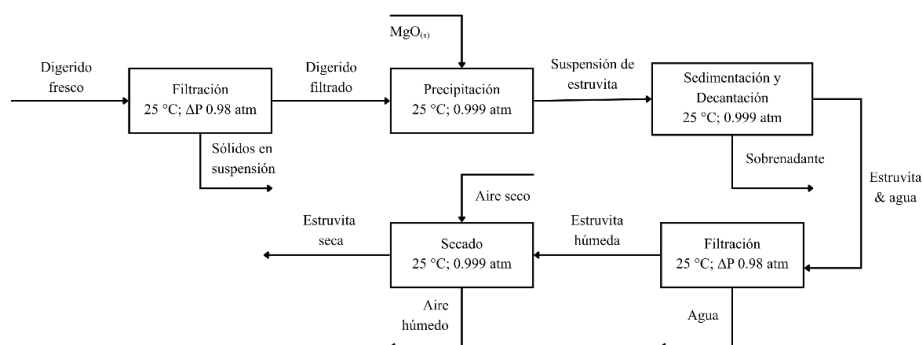
Se implementó un diseño factorial 4x3 usando el software MINITAB®. El objetivo del diseño fue evaluar la influencia de dos variables independientes clave: a) la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ con niveles de 1:1, 1.3:1, 1.7:1 y 2.1:1 y b) el tiempo de reacción (t_{RXN}) con niveles de 30, 60 y 90 minutos. La combinación de estas variables generó un total de 12 experimentos. Para garantizar la confiabilidad estadística de los resultados, cada uno de los tratamientos se realizó por triplicado. La velocidad de agitación se mantuvo constante en 200 rpm, y el proceso se llevó a cabo a temperatura ambiente (González Morales, 2021).

3.2.2. Procedimiento y montaje

El protocolo experimental, esquematizado en la Figura 1, se estandarizó para garantizar la reproducibilidad de los ensayos.

Figura 1

Diagrama de flujo del proceso de precipitación de estruvita en operación por lotes

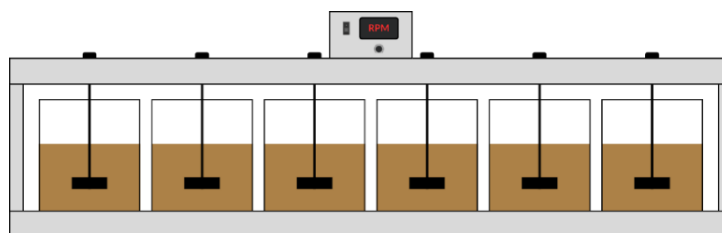


Previo a la reacción, el digerido se sometió a un pretratamiento físico de filtración al vacío para la remoción de sólidos suspendidos interferentes, empleando una bomba de vacío VACUUBRAND modelo MZ 1C y un medio filtrante con una eficiencia de remoción del 33%. La fase líquida obtenida fue caracterizada según los parámetros descritos en la subsección 3.1.2, y sobre esta se cuantificó la concentración inicial de PO_4^{3-} mediante espectrofotometría en un equipo UV-VIS marca GENESYS 50.

Los ensayos de precipitación en operación por lotes se llevaron a cabo en un floculador de seis puestos marca E&Q modelo F6-300, operando con un volumen efectivo de reacción de 2 L por unidad experimental (Figura 2).

Figura 2

Unidad de operación para la precipitación de estruvita en operación por lotes



La dosificación del agente precipitante se realizó mediante la adición directa del MgO (PanReac AppliChem, pureza 98.3%) requerido para alcanzar la relación molar establecida en el

diseño experimental. Cabe destacar que el proceso se desarrolló sin ajuste químico externo del pH inicial; en su lugar, se aprovechó la hidrólisis del MgO como único mecanismo de alcalinización, monitoreando la evolución del pH en intervalos de 5 minutos mediante un equipo OHAUS ST300.

Una vez completado el t_{RXN} , se suspendió la mezcla para permitir una etapa de sedimentación gravimétrica estática durante 18 horas. Posteriormente, se procedió a la separación de fases mediante filtración al vacío, recuperando el precipitado sólido sobre papel filtro cualitativo Boeco Germany Grade 3 hw, el cual se secó a temperatura ambiente para preservar su estructura cristalina previo a la caracterización. Finalmente, en el sobrenadante tratado se determinó la concentración residual de fosfatos para el cálculo de la eficiencia global del proceso.

3.2.3. Tratamiento de datos

La eficiencia del proceso se cuantificó a través del porcentaje de remoción de PO_4^{3-} , calculado a partir de la diferencia entre la concentración inicial en el digerido ($[PO_4^{3-}]_i$) y la concentración final en el sobrenadante ($[PO_4^{3-}]_f$) (Ecuación 2) (González Morales, 2021).

$$\%Remoción = \frac{[PO_4^{3-}]_i - [PO_4^{3-}]_f}{[PO_4^{3-}]_i} \times 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

De forma complementaria, se evaluó el rendimiento del agente precipitante mediante la conversión de MgO, esta se determinó a partir de la diferencia entre la concentración total de magnesio inicial (suma del contenido en el digerido y el dosificado para cumplir la relación molar) ($[Mg^{2+}]_i$) y la concentración final en el sobrenadante ($[Mg^{2+}]_f$) (Ecuación 3) (Goy, 2020):

$$\%Conversión = \frac{[Mg^{2+}]_i - [Mg^{2+}]_f}{[Mg^{2+}]_i} \times 100 \quad (\text{Ec. 3})$$

El análisis estadístico de los datos de remoción se ejecutó mediante el software estadístico MINITAB®. Inicialmente, se aplicó un Análisis de Varianza (ANOVA) multifactorial con un nivel de confianza del 95% ($\alpha = 0.05$) para evaluar la significancia estadística de los efectos individuales e interactivos de la relación molar y el t_{RXN} sobre la variable de respuesta.

Posteriormente, se realizó una prueba de comparaciones múltiples de medias de Tukey (HSD) manteniendo el mismo criterio de significancia. El análisis *post hoc* tuvo como objetivo principal delimitar el grupo homogéneo de condiciones operativas que presentaran rendimientos equivalentes a la máxima recuperación alcanzada, estableciendo así un rango de viabilidad técnica previo a la selección final.

Para la caracterización del precipitado, la fase sólida obtenida en las condiciones seleccionadas se determinó primero su morfología y composición, empleando un microscopio electrónico de barrido (SEM) referencia QUANTA FEG 650, acoplado a un detector EDAX APOLO X, permitió realizar análisis puntuales de Espectroscopía de Dispersión de Energía de Rayos X (EDS) en diversas zonas de las muestras. Una vez definida la composición elemental, la identificación mineralógica se completó mediante Difracción de Rayos X (XRD) utilizando un difractómetro de polvo marca BRUKER modelo D8 ADVANCE con geometría DaVinci. El procesamiento de los difractogramas se realizó con el software DIFFRAC.SUITE EVA para la identificación cualitativa de fases, mientras que la cuantificación se llevó a cabo mediante el software DIFFRAC.SUITE TOPAS, permitiendo confirmar la identidad cristalina del producto y detectar fases competitivas.

Finalmente, la definición de la condición operativa a implementar en el reactor CSTR se realizó mediante la aplicación de una matriz de decisión cualitativa basada en el cumplimiento satisfactorio de cuatro factores fundamentales respaldados por la literatura. El primer criterio fue la remoción de PO_4^{3-} . El segundo criterio fue la conversión del magnesio, priorizando aquellas condiciones que minimizaran el remanente de MgO sin reaccionar para optimizar la viabilidad económica del proceso (Romero-Güiza, Astals, et al., 2015). Como tercer criterio se verificó la pureza del precipitado, descartando condiciones que favorecieran la formación de fases amorfas o

interferencias significativas de calcio (Enyemadze et al., 2021). Por último, se evaluó el tamaño del cristal, seleccionando la condición que propiciara la formación de estructuras de mayor diámetro por su facilidad de separación en sistemas de flujo continuo (Park et al., 2020). La condición experimental seleccionada fue aquella que presentó la convergencia más favorable de estos parámetros para garantizar la estabilidad operativa del CSTR.

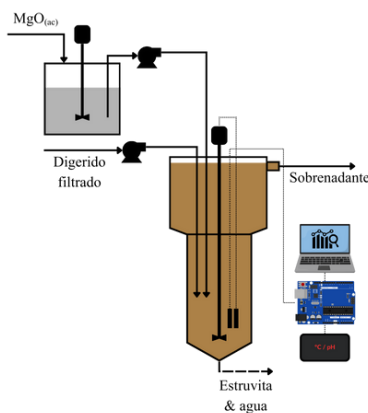
3.3. Proceso de cristalización de estruvita en operación continua

3.3.1. Procedimiento y montaje

El sistema experimental se configuró como un CSTR (Figura 3) con un volumen efectivo de operación de 5 L, cuyo diseño geométrico y configuración hidrodinámica se basaron en el prototipo validado y usado por González Morales (2021).

Figura 3

Precipitación de estruvita en operación continua



La unidad estuvo equipada con un sistema de agitación mecánica constituido por un motorreductor de 12 V DC acoplado a un vástago con impulsor de flujo axial. Adicionalmente, se instalaron baffles (deflectores) internos perimetrales con el objetivo de romper la formación de vórtices, promover un régimen de mezcla completa y evitar el fenómeno del *washout*. El monitoreo de las variables de proceso (pH y temperatura) se realizó en tiempo real mediante un sistema de

adquisición de datos basado en un microcontrolador Arduino MEGA, integrado con sensores de la serie GRAVITY (pH modelo SEN0161-V2 y temperatura modelo DFR0198).

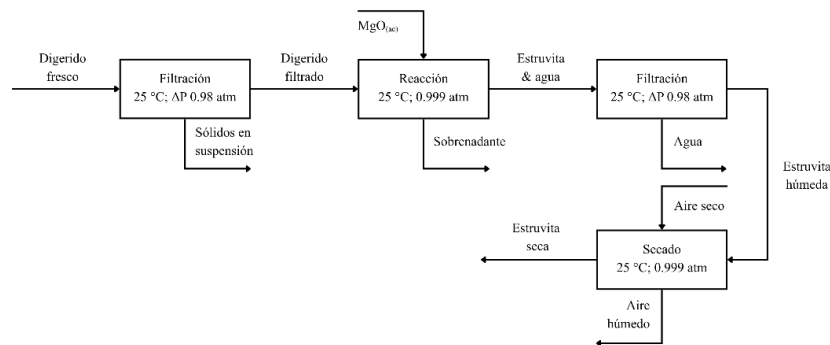
La alimentación al reactor se realizó mediante dos líneas independientes, cada una impulsada por un sistema de bombeo específico. La primera línea suministró el digerido previamente filtrado y caracterizado según los parámetros descritos en la subsección 3.1.2, empleando una bomba peristáltica MASTERFLEX L/S EASY-LOAD modelo 7518-10; el caudal de esta corriente se ajustó para establecer los tres TRH evaluados (47, 64 y 79 min).

Por su parte, la segunda línea dosificó la suspensión de agente precipitante a un caudal constante de 21.4 mL/min mediante una bomba peristáltica marca BUCHLER INSTRUMENTS. Dicha suspensión se preparó en un tanque externo empleando MgO (PanReac AppliChem) y agua desionizada, manteniéndose bajo agitación vigorosa mediante un equipo comercial marca Lightnin modelo 4 para asegurar la homogeneidad en la dosificación.

El procedimiento operativo (Figura 4) inició con el llenado del reactor hasta el nivel de rebose. Para cada condición experimental, se mantuvo el régimen continuo por un periodo de estabilización equivalente a cuatro veces el TRH.

Figura 4

Diagrama de flujo para la precipitación de estruvita en operación continua



Durante este intervalo, se recolectaron muestras del efluente clarificado cada 10 minutos para cuantificar la concentración residual de PO_4^{3-} y verificar el estado estacionario. Al finalizar cada ensayo, la suspensión de sólidos se purgó por la descarga inferior del reactor y el precipitado se recuperó mediante filtración al vacío (bomba VACUUBRAND MZ 1C y papel filtro Boeco Germany Grade 3 hw), sometiéndose posteriormente a secado a temperatura ambiente durante 12 horas para su cuantificación y caracterización final.

3.3.2. Tratamiento de datos

La eficiencia del proceso se cuantificó a través del porcentaje de remoción de PO_4^{3-} , calculado a partir de la diferencia entre la concentración inicial en la alimentación ($[C]_a$) y la concentración final en el efluente ($[C]_e$) (Ecuación 4) (Bai et al., 2014):

$$\%Remoción = \frac{[C]_a - [C]_e}{[C]_a} \times 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

El comportamiento del sistema se analizó mediante la construcción de curvas de remoción en función del tiempo para cada TRH evaluado, este análisis permitió monitorear la dinámica del proceso y confirmar la estabilidad operativa del reactor.

Finalmente, para la validación del producto obtenido, la fase sólida recuperada se sometió al mismo protocolo de caracterización morfológica, composicional y mineralógica descrito previamente para el proceso por lotes (Sección 3.2.3).

4. Resultados

4.1. Caracterización del digerido

El análisis del digerido filtrado presenta una concentración de ST de 1751 ± 19 mg/L, lo cual es favorable según Tarragó et al. (2016), dado que esta es manejable al reducir el riesgo de inhibición física en la transferencia de masa y la hidrodinámica del reactor. La concentración de SV es de 521 ± 22 mg/L, este valor indica que el contenido de materia orgánica está estabilizado lo

que puede llegar a disminuir la formación de complejos que secuestran iones, favoreciendo así la disponibilidad iónica en la precipitación (Li et al., 2025).

En el digerido estudiado la concentración fue de PO_4^{3-} fue de 461 ± 5 mg/L, valor que supera el mínimo reportado en la literatura. Investigaciones previas reportan una concentración de PO_4^{3-} del digerido con valores de 342.12 ± 13.51 mg/L (Uribe Muñoz & Acosta Nieto, 2024), los resultados actuales indican que el sistema tiende a mantener concentraciones suficientes por encima del mínimo, $153 - 180$ mg/L (Le Corre et al., 2009), validando el potencial para la recuperación de fósforo del digerido.

Por otro lado, la concentración de NH_4^+ en el digerido fue de 754 ± 34 mg/L, lo que corresponde a una relación molar $\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ aproximada de 3.6:1, superior a la relación estequiométrica 1:1 requerida para la precipitación de estruvita. Exceso molar de amonio respecto al fósforo puede llegar a actuar como una fuerza impulsora termodinámica, desplazando el equilibrio químico hacia la formación de estruvita, tal como lo confirman (Mousavi et al., 2024). Adicionalmente, la concentración de K^+ fue de 120 mg/L. Aunque este ion puede competir con el NH_4^+ en la precipitación, (Romero-Güiza, Astals, et al., 2015) demostraron que en presencia de exceso de amonio la formación de K-estruvita es despreciable.

Aunque la concentración de PO_4^{3-} y NH_4^+ es suficiente para la precipitación, la concentración de Mg^{2+} es relativamente baja al ser de 87 mg/L, siendo desfavorable, debido a que la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ es de 0.74:1, confirmando una deficiencia estequiométrica lo que restringe la recuperación de estruvita y confirmando la necesidad de adicionarlo de una fuente externa (Guan et al., 2023). La concentración de Ca^{2+} es de 36 mg/L, lo cual es favorable, debido a que la relación molar $\text{Ca}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ es extremadamente baja 0.1:1, previniendo la coprecipitación de fosfatos de calcio y garantizando la pureza en el precipitado (Enyemadze et al., 2021). La

concentración de Fe^{2+} es de 3 mg/L, un valor insuficiente para generar contaminación si se llegara a precipitar (Li et al., 2025).

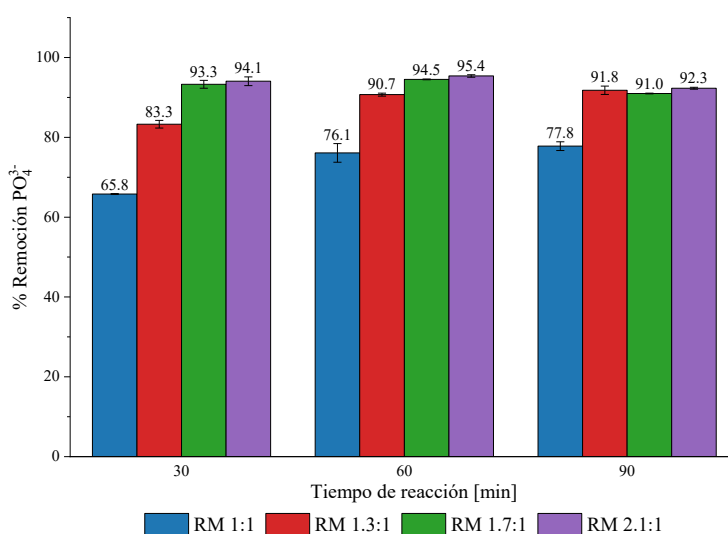
4.2. Precipitación de estruvita en operación por lotes

4.2.1. Remoción de PO_4^{3-}

En la Figura 5 se presenta el porcentaje de remoción de PO_4^{3-} obtenido experimentalmente; el eje de la abscisa corresponde al tiempo de reacción, expresado en minutos, mientras que en el eje de la ordenada se ha representado la remoción de PO_4^{3-} . Las diferentes barras agrupadas indican las relaciones molares evaluadas: 1:1, 1.3:1, 1.7:1 y 2.1:1.

Figura 5

Remoción de fosfato



El análisis de los resultados revela que operar bajo una relación molar estequiométrica, 1:1, resulta insuficiente para alcanzar eficiencias de recuperación altas, manteniendo los porcentajes de remoción por debajo del 80 al 85% en todos los tiempos evaluados. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Aguilar-Pozo et al. (2023), quienes sostienen que, en matrices complejas como el digerido anaerobio, es imperativo trabajar con un exceso de magnesio debido a la competencia iónica y a las limitaciones de transferencia de masa.

Al profundizar en la remoción de fósforo a los 30 minutos, se observa una dependencia de la recuperación respecto a la relación de magnesio usada; en este intervalo, solo al emplear una relación molar de 1.7:1 se logran eficiencias superiores al 90%. La necesidad de una alta sobresaturación inicial respecto al magnesio agregado para favorecer la nucleación se vincula con la naturaleza del MgO al ser un compuesto de baja solubilidad. De acuerdo con Stolzenburg et al. (2015), la disolución del MgO está controlada por reacciones en la superficie de la partícula que requieren una fase de hidratación para formar $\text{Mg}(\text{OH})_2$ antes de liberar iones Mg^{2+} al medio, lo que requeriría tiempos prolongados para llevar a cabo el proceso. Al extender el tiempo a 60 minutos, el sistema alcanza su mayor rendimiento, observando recuperaciones del 90% incluso para relación molar bajas como es la de 1.3:1, con una diferencia solo del 4% a la relación 1.7:1.

Según la prueba de comparación múltiple de Tukey, la relación molar 1.7:1 se ubicó en la agrupación superior junto a la relación molar. 2.1:1, con eficiencias de 94.5% y 95.4% respectivamente para un tiempo de 60 minutos. La ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre estas medias demuestra un punto de equilibrio, donde superar la relación 1.7:1 no aporta beneficios adicionales, confirmando que el sistema alcanza un límite práctico donde el exceso de reactivo deja de ser efectivo.

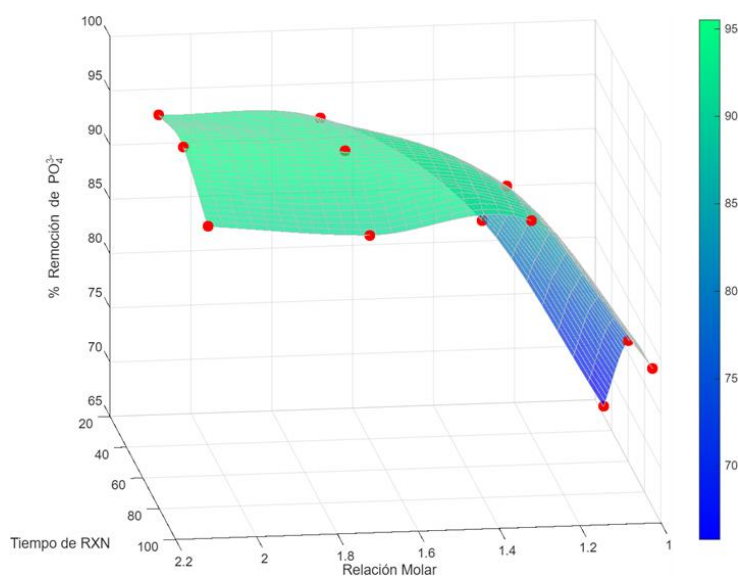
Finalmente, el comportamiento observado a los 90 minutos ratifica la importancia de no extender el proceso innecesariamente. La prueba de Tukey evidenció que, para la relación molar más alta, el rendimiento a los 90 minutos fue segregado a un grupo estadísticamente inferior en comparación con el de 60 minutos. La disminución en la remoción sugiere que la reacción química para la formación de estruvita alcanzó el equilibrio a los 60 minutos y al ser una reacción reversible se desplazó hacia la dilución de los cristales al aumentar el t_{RXN} a 90 min (Crutchik & Garrido, 2016). En contraste, las relaciones molares bajas (1:1 y 1.3:1) permanecieron en grupos inferiores

independientemente del tiempo otorgado, lo que confirma que, sin la fuerza impulsora química suficiente proporcionada por la cantidad de magnesio, el sistema permanece limitado estequiométricamente.

En la Figura 6 se presenta la superficie de respuesta obtenida a partir del análisis estadístico; el eje de las abscisas contempla las variables independientes relación molar y tiempo de reacción, mientras que el eje vertical representa la variable de respuesta correspondiente al porcentaje de remoción de PO_4^{3-} .

Figura 6

Superficie de respuesta



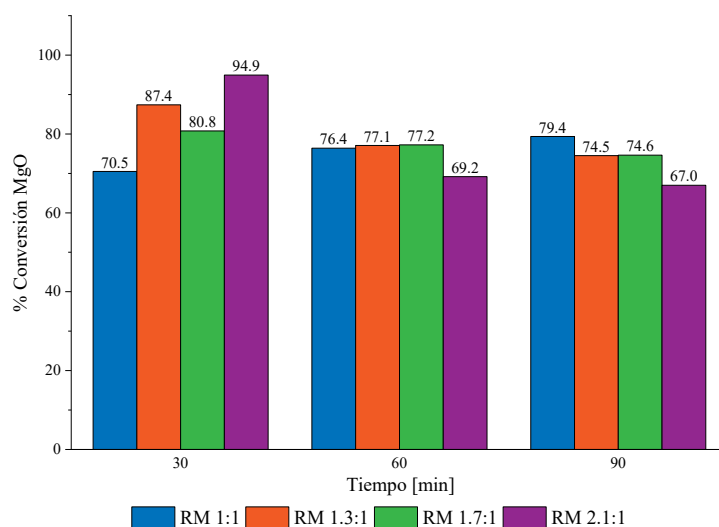
El análisis de esta gráfica, respaldado por el ANOVA realizado, evidencia la naturaleza no lineal del proceso. El ANOVA confirmó que el t_{RXN} ($F = 819.6$) y la relación molar ($F = 103.85$), así como la interacción entre ambos factores ($F = 46.04$), ejercen un efecto estadísticamente significativo ($p < 0.05$) sobre la remoción de PO_4^{3-} .

4.2.2. Conversión de MgO

En la Figura 7 se presenta la evolución del porcentaje de conversión del MgO bajo las distintas condiciones operativas; en el eje de la abscisa se indica el tiempo de reacción expresado en minutos, mientras que en el eje de la ordenada se ha representado el porcentaje de conversión del reactivo. Las barras de diferentes colores corresponden a las relaciones molares evaluadas: 1:1, 1.3:1, 1.7:1 y 2.1:1.

Figura 7

Conversión de MgO



En la relación molar 1:1, la transformación del MgO avanzó de forma gradual al aumentar el t_{RXN} . Los valores de conversión pasaron del 70.5% a los 30 minutos hasta alcanzar un 79.4% a los 90 minutos. Sin embargo, las dosificaciones más altas de MgO presentaron un comportamiento contrastante. En particular, la relación molar 2.1:1 mostró un descenso pronunciado en la conversión al extender el t_{RXN} ; este tratamiento inició con un valor de 94.9%, pero disminuyó drásticamente hasta el 67.0% en la etapa final. Los anteriores resultados indican que una porción considerable del MgO quedó inactiva a pesar de la abundancia de magnesio en el sistema. Según Romero-Güiza, Tait, et al. (2015) el pH elevado y la alta sobresaturación local en la interfaz de la

partícula favorecen la nucleación heterogénea; bajo estas condiciones, los cristales de estruvita crecen directamente sobre la superficie del reactivo no disuelto.

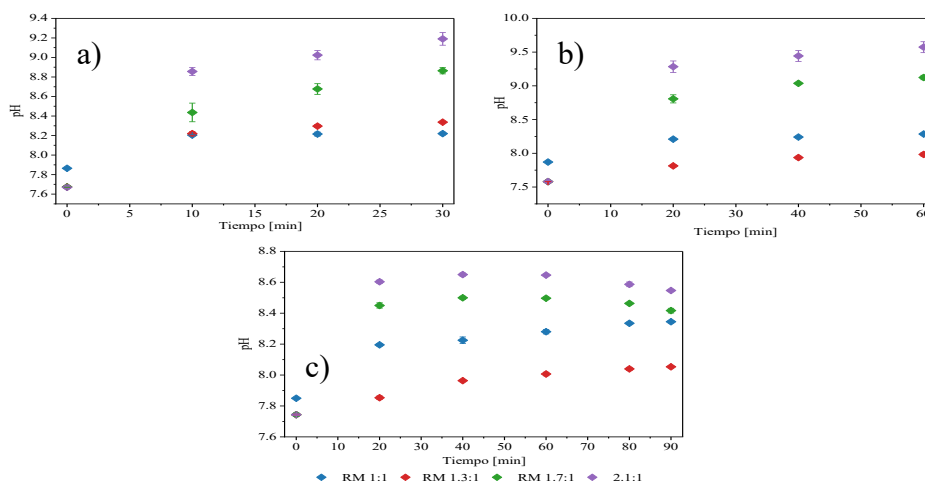
Los cristales de estruvita crean una barrera física que encapsula el núcleo del MgO. La capa de precipitado formada impide el contacto del reactivo con el medio acuoso y detiene la liberación de iones Mg^{2+} . Lo anterior, concuerda con Aguilar-Pozo et al. (2023) quienes confirmaron mediante análisis de microscopía que esta precipitación superficial limita efectivamente la disolución del precursor. Lo anterior evidencia que la eficiencia en la recuperación de fosfato deja de aumentar tras una hora de reacción. Por el contrario, las relaciones molares intermedias como la 1.7:1 logran tasas de aprovechamiento superiores.

4.2.3. Comportamiento del pH

En la Figura 8 se presenta la evolución del pH en función del tiempo para cada una de las condiciones operativas evaluadas, dividida en tres paneles correspondientes a los tiempos de reacción de 30 (a), 60 (b) y 90 (c) minutos respectivamente. En el eje de la abscisa se indica el tiempo transcurrido en minutos, mientras que en el eje de la ordenada se ha representado el valor de pH registrado.

Figura 8

Comportamiento del pH



En todos los casos, el pH mostró una tendencia general de aumento, lo cual se explica por la hidrólisis del MgO. Tal como reporta Stolzenburg et al. (2015), cuando el MgO se disuelve libera iones hidroxilo (OH^-), elevando progresivamente la alcalinidad del medio. Un pH alcalino es necesario para desplazar el equilibrio químico hacia la formación de estruvita.

Sin embargo, un análisis más detallado evidencia diferencias notorias según la cantidad de reactivo agregado. Las relaciones molares más bajas (1:1 y 1.3:1) mantuvieron valores de pH moderados, entre 7.8 y 8.3 para todos los t_{RXN} . En este intervalo, la liberación de OH^- por parte del MgO es parcialmente compensada por la liberación de protones H^+ que ocurre durante la precipitación de la estruvita, generando un efecto amortiguador (Taddeo et al., 2016).

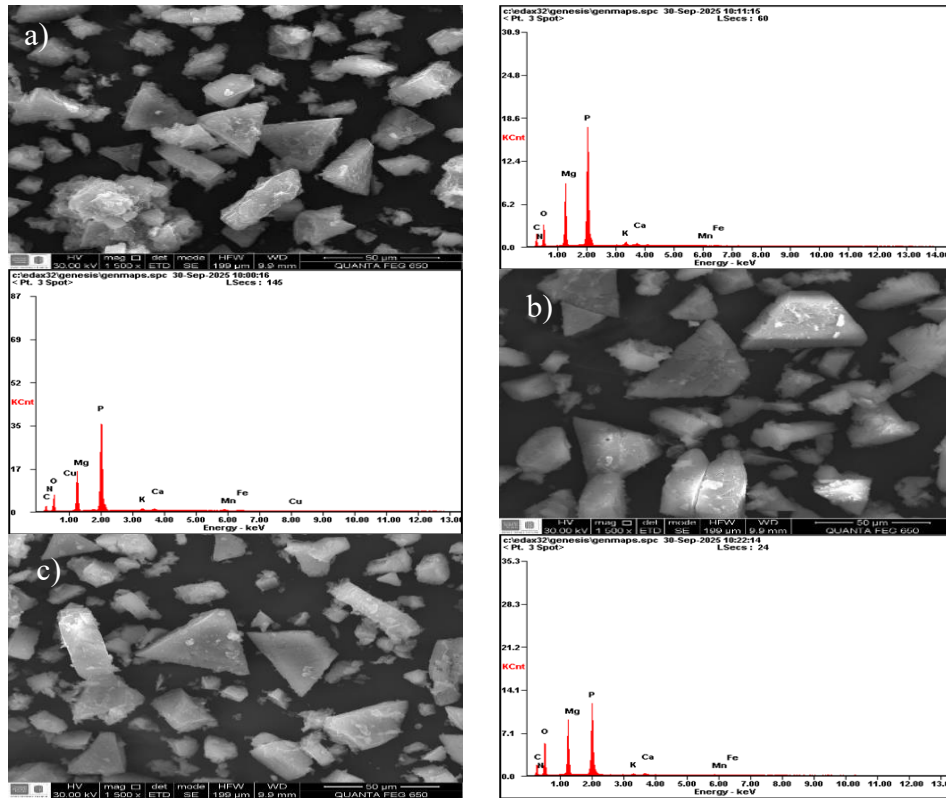
Por el contrario, cuando se emplearon relación molar altas (1.7:1 y 2.1:1), el sistema alcanzó rápidamente niveles de alcalinidad mayores, el pH superó 9.0 y llegó hasta 9.6 en el tratamiento 2.1:1 para un t_{RXN} de 30 y 60 min. De acuerdo con Aguilar-Pozo et al. (2023), operar a estos valores de pH aumenta notablemente la sobresaturación del sistema.

4.2.4. Calidad del producto precipitado

Se escogieron los sólidos precipitados bajo las condiciones de mayor remoción, relación molar 1.3:1 90 min, relación molar 1.7:1 60 min y relación molar 2.1:1 30 min, para analizar la calidad y pureza de los cristales obtenidos, usando análisis SEM con EDS y XRD.

Morfología y Composición

En la Figura 9 se presentan las micrografías obtenidas mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) junto con sus respectivos espectros de Dispersión de Energía de Rayos X (EDS). Las imágenes corresponden a los precipitados obtenidos bajo distintas condiciones experimentales, identificadas en los paneles como: a) relación molar 1.3:1 a 90 minutos, b) relación molar 1.7:1 a 60 minutos y c) relación molar 2.1:1 a 30 minutos.

Figura 9*Morfología y composición del precipitado*

El análisis morfológico mediante SEM reveló que, independientemente de las variaciones en la relación molar y el t_{RXN} , se observaron cristales bien formados, con una morfología poliédrica definida y facetas lisas. Según la clasificación de Shaddel et al. (2019), esto ocurre en situaciones donde el crecimiento del cristal está dominado por la incorporación ordenada de iones en la superficie. Dando lugar a cristales estables, con buenas propiedades de sedimentación.

A diferencia de las demás muestras analizadas, la de relación molar 1.3:1 y 90 minutos mostró cristales con superficies erosionadas y bordes suavizados, este patrón es típico de procesos de desgaste físico, que pueden aparecer cuando el tiempo de reacción se prolonga más allá del equilibrio químico. Por tanto, extender demasiado el t_{RXN} puede deteriorar la integridad física del precipitado.

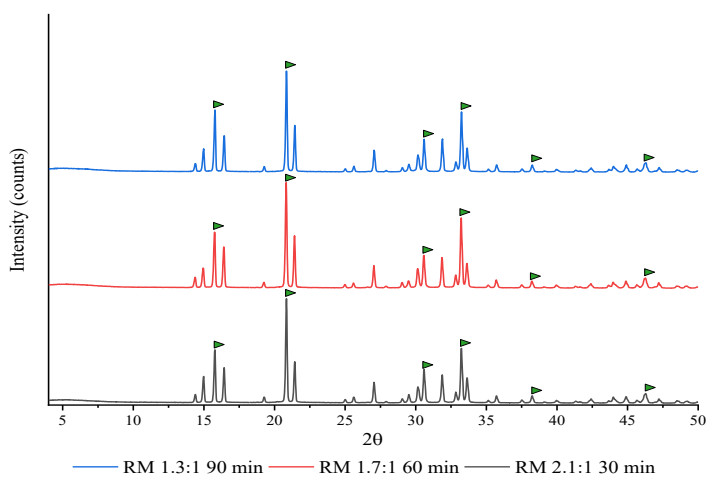
Por su parte, el análisis EDS confirmó que la composición del sólido está dominada por magnesio, fósforo y oxígeno, lo que ratifica la presencia de estruvita. Aunque la señal de nitrógeno apareció con menor intensidad, debido a las limitaciones de detección de elementos ligeros en presencia de oxígeno (Taddeo et al., 2016), las proporciones son compatibles con la estruvita. Además, los espectros revelaron pequeñas cantidades de otros iones como calcio, potasio y trazas de metales (Fe, Mn).

Pureza y cristalinidad

En la Figura 10 se exhiben los difractogramas de rayos X obtenidos para los sólidos precipitados con el fin de validar la naturaleza cristalina de la fase recuperada. En el eje horizontal se muestra el ángulo de difracción 2θ en grados, mientras que el eje vertical representa la intensidad relativa de las señales.

Figura 10

Difractogramas del precipitado obtenido en operación por lotes



Los difractogramas experimentales revelaron una coincidencia posicional precisa con el patrón de referencia de la estruvita (Apéndice 1), identificándose con claridad las reflexiones en los ángulos 2θ característicos (15.8, 20.8° y 21.5°). La morfología aguda y estrecha de los picos

confirma un alto grado de cristalinidad y un tamaño de cristal considerable, lo cual, según Park et al. (2020), es indicativo de un proceso de precipitación estable.

Es notable la ausencia de picos intensos asociados a la periclasa (MgO) en los difractogramas, a pesar de la conversión incompleta detectada previamente; lo cual puede atribuirse al efecto de apantallamiento descrito por Aguilar-Pozo et al. (2023), donde la gruesa capa de estruvita que recubre los núcleos de magnesio atenúa la señal de rayos X proveniente del interior de los aglomerados, confirmando así la pureza estructural de la fase externa recuperada.

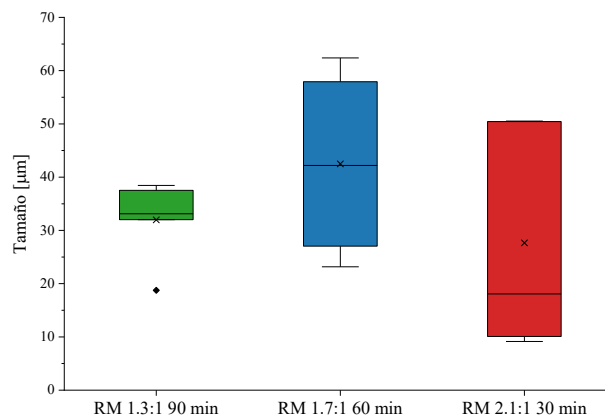
Al no aparecer, en el análisis XRD, las impurezas detectadas por EDS, se infiere que estas no forman minerales cristalinos independientes ni modifican la estructura de la estruvita. Lo anterior se debe a que estas impurezas suelen encontrarse en fases amorfas, adsorbidas en la superficie o están en una proporción demasiado baja para ser detectadas por la técnica.

Tamaño de cristal y rendimiento de la precipitación

En la Figura 11 se exhibe la distribución de tamaños de partícula de la estruvita precipitada mediante diagramas de caja. El eje de la ordenada representa el tamaño en micrómetros (μm), mientras que en el eje de la abscisa se indican los tres tratamientos experimentales analizados.

Figura 11

Distribución de tamaño de partícula de la estruvita obtenida en operación por lotes



Al examinar la distribución de tamaños se observa una predominancia clara de microcristales en todos los tratamientos evaluados. Los diámetros medios oscilaron entre 28 y 42 μm , destacándose el experimento de 60 minutos y relación molar 1.7:1 como el escenario donde se alcanzaron las mayores dimensiones, con tamaños cercanos a los 42 μm . En contraste, la relación molar 1.3:1 mostró una distribución más uniforme, aunque con un tamaño final más reducido. Si bien los valores obtenidos sitúan al producto en la categoría de finos o polvo, alejándose de los estándares de 1 a 4 mm típicos de los fertilizantes granulados industriales (Rahaman et al., 2006), los tamaños de cristal obtenidos son característicos de los procesos de precipitación en reactores agitados como una prueba de jarras.

La formación de cristales de tamaño reducido no es un hecho aleatorio, sino la consecuencia de la interacción entre la matriz del digerido y la fuente de magnesio. Al trabajar con digerido de estiércol porcino, el proceso se ve influenciado por la carga de sólidos. Como demuestran Tarragó et al. (2016), en estas matrices las partículas orgánicas compiten por los sitios activos de crecimiento y la hidrodinámica juega un papel crucial; la presencia de coloides tiende a recubrir los núcleos nacientes, inhibiendo su aglomeración y crecimiento posterior, lo que resulta en una suspensión de partículas finas en lugar de grandes agregados.

Al fenómeno de interferencia física se suma la cinética química del reactivo utilizado. El uso de MgO induce un comportamiento distinto al de las sales solubles. Según Romero-Güiza, Astals, et al. (2015), la disolución del MgO sólido genera zonas localizadas de alta alcalinidad y sobresaturación que disparan una nucleación primaria masiva. El sistema favorece termodinámicamente la formación rápida de múltiples cristales nuevos en lugar del crecimiento lento de los existentes.

Sin embargo, el perfil granulométrico observado, presenta una dualidad importante en cuanto a su valorización. Desde la perspectiva agronómica, la obtención de cristales pequeños es ventajosa. Degryse et al. (2017) establecen que la estruvita en polvo posee una superficie específica significativamente mayor que la granulada, lo que acelera su tasa de disolución en el suelo y mejora la biodisponibilidad inmediata de fósforo para el cultivo. No obstante, desde el punto de vista operativo, el manejo de un polvo de 40 μm , tal y como discuten Katakai et al. (2016) supone un reto logístico, la aplicación directa de este material en campo abierto es susceptible a pérdidas por deriva del viento, lo que sugiere que su uso óptimo sería como aditivo en sustratos de invernadero o, para su comercialización extensiva, requeriría una etapa posterior de granulación.

En la Tabla 3 se resumen los gramos de estruvita precipitados por litro de digerido ($\text{g}_{\text{est}}/\text{L}_{\text{dig}}$), expresados como promedio más o menos la desviación estándar, junto con el porcentaje de remoción de fosfato obtenido para cada relación molar y tiempo evaluado.

Tabla 3

Rendimiento de la precipitación

Relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$	Tiempo [min]	$\text{g}_{\text{est}}/\text{L}_{\text{dig}}$	% Remoción PO_4^{3-}
1.3:1	90	0.804 ± 0.048	91.8
1.7:1	60	1.012 ± 0.002	94.5
2.1:1	30	1.171 ± 0.01	94.1

La producción de estruvita mostró una tendencia coherente con los porcentajes de remoción de PO_4^{3-} . Las condiciones con mayores eficiencias de remoción presentaron también valores ligeramente superiores de masa precipitada por litro. Aunque las diferencias en g/L fueron moderadas (0.80 a 1.17 g/L), su variación siguió el mismo comportamiento observado para la remoción de fosfato, lo que sugiere una relación directa entre ambos parámetros. El comportamiento de los resultados concuerda con lo reportado por Krishnamoorthy et al. (2021),

quienes reportaron rendimientos de estruvita entre 0.76 a 1.34 g/L, utilizando orina bovina y orina humana, respectivamente.

4.2.5. Selección de relación molar para la precipitación de estruvita en operación continua

En la Tabla 4 se presenta la matriz de decisión utilizada para definir la configuración operativa más eficiente para la etapa posterior en el reactor CSTR. En las columnas se comparan las tres relaciones molares evaluadas (1.3:1, 1.7:1 y 2.1:1), mientras que en las filas se desglosan los criterios de desempeño: potencial de remoción de PO_4^{3-} , eficiencia de uso del reactivo (conversión de MgO), características físicas del precipitado y pureza.

Tabla 4

Matriz de selección de relación molar

Criterio de selección	RM 1.3:1	RM 1.7:1	RM 2.1:1
Potencial de remoción de PO_4^{3-}	Bajo/Medio	Alto	Alto
	83% - 91%	> 93%	> 94%
	Requiere tiempos largos para superar 90%	Alcanza > 93% rápidamente y se mantiene	Similar a 1.7:1, ganancia mínima
Eficiencia de uso de reactivo (Conversión MgO)	Buena	Equilibrada	Baja/Ineficiente
	74% - 79%	77% - 80%	69% - 67%
		Buen balance entre lo que entra y lo que reacciona	Exceso de MgO sin reaccionar
Tamaño de cristal y cantidad de material precipitado	Regular	Óptima	Regular
	Tamaño uniforme pero pequeño, menor cantidad de precipitado	Mayor tamaño medio observado, y buena cantidad de masa precipitada.	Mayor masa, aunque la diferencia con 1.7:1 es mínima y presenta exceso de finos.
Pureza	Alta pureza	Alta pureza	Alta pureza
Conclusión	Descartada	Seleccionada	Descartada

En consecuencia, se establece la relación molar 1.7:1 como la condición de alimentación para la operación en continuo, ya que permite maximizar la recuperación de fósforo, optimizar el consumo de reactivos y generar un precipitado con propiedades físicas adecuadas para su posterior aprovechamiento agrícola.

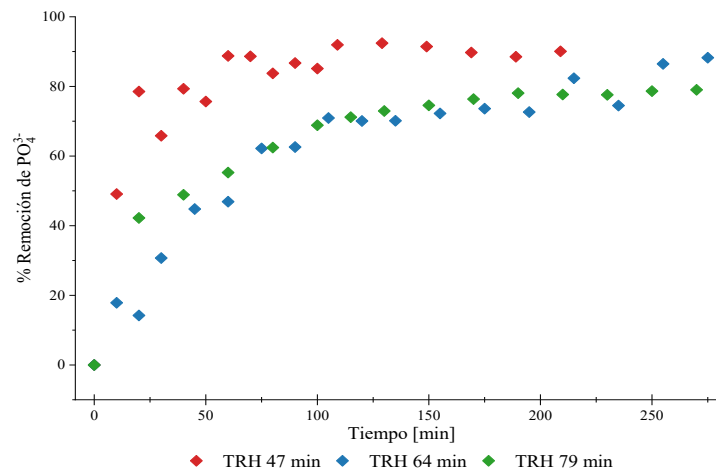
4.3. Operación continua

4.3.1. Perfiles de remoción de PO_4^{3-}

En la Figura 12 se presenta la dinámica de remoción de fosfato en función del tiempo de operación dentro del reactor continuo; el eje de la abscisa corresponde al tiempo transcurrido en minutos, mientras que el eje de la ordenada representa el porcentaje de remoción de PO_4^{3-} .

Figura 12

Perfiles de remoción de PO_4^{3-}



El análisis de los perfiles de remoción permite distinguir dos fases operativas claras: una etapa transitoria inicial de arranque y estabilización, seguida de una zona de estado pseudo-estacionario.

Se observó que la eficiencia del sistema es sensible a la variación del TRH. Para un TRH de 47 min, se alcanzaron elevadas remociones de fósforo, con valores comprendidos entre el 85 % y el 92 %, lo que evidencia un desempeño favorable empleando MgO. Los anteriores resultados son ligeramente menores a los obtenidos por Gong et al. (2018), quienes alcanzaron remociones cercanas al 99 % utilizando $MgCl_2$ con una relación molar de 1.6:1 a un TRH de 3.5 h en un cristalizador con aireación. Resaltando la capacidad del MgO como agente precipitante, al permitir

alcanzar porcentajes de remoción comparables en TRH considerablemente menores, aun frente a la menor solubilidad que presenta en comparación con el $MgCl_2$.

Sin embargo, para el TRH de 47 min se aprecia una mayor dispersión en los datos durante el estado pseudo-estacionario en comparación con los otros TRH, lo cual podría atribuirse a perturbaciones hidrodinámicas causado por la mayor velocidad de arrastre del líquido sobre el precipitado, un fenómeno crítico en CSTR descrito por Tarragó et al. (2016) y Le Corre et al. (2009).

Por otro lado, al operar con TRH de 64 y 79 min, se obtuvieron perfiles de operación más estables, con remociones cercanas al 86% y 80% respectivamente. Aunque el aumento del TRH teóricamente favorece el crecimiento cristalino y la completitud de la reacción (Rahaman et al., 2006), los resultados indican que no existe una ganancia significativa en la remoción al extender el TRH más allá de los 64 min.

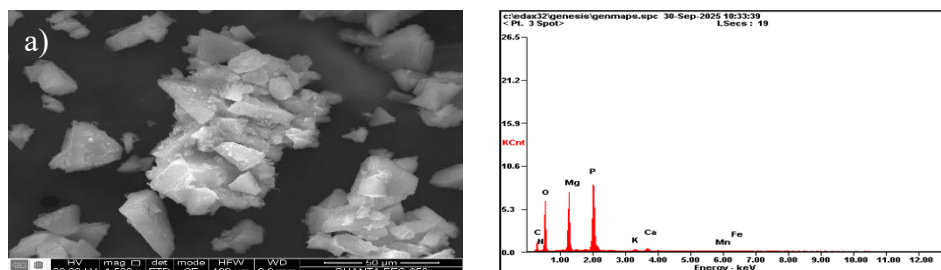
4.3.2. Calidad del producto precipitado

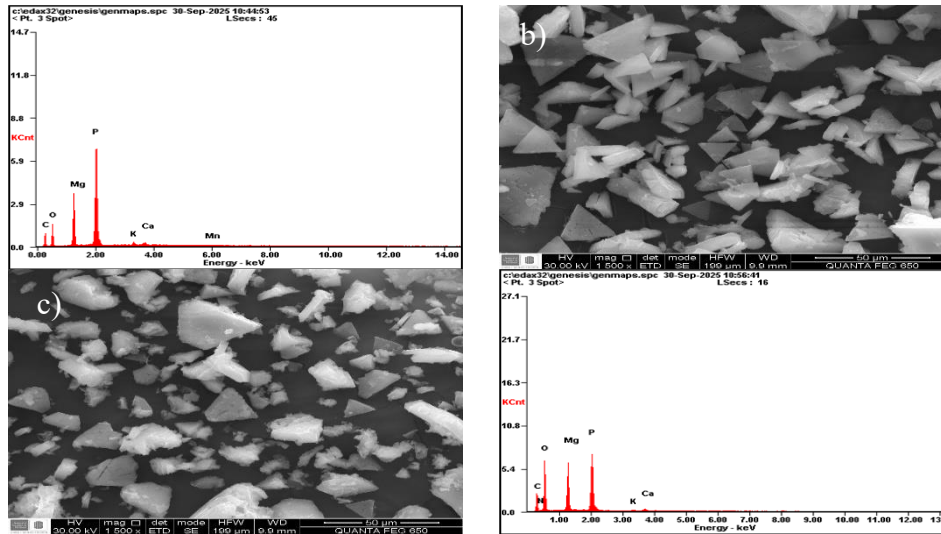
Morfología y Composición

En la Figura 13 se presentan las micrografías SEM y los espectros EDS del precipitado obtenido en el reactor continuo. Los paneles identificados como a, b y c corresponden a los TRH de 47, 64 y 79 minutos, respectivamente.

Figura 13

Morfología y composición del precipitado obtenido en operación en continuo





Se observa que la hidrodinámica del CSTR influye notablemente en la forma del producto. A diferencia de los prismas definidos observados en el proceso por lotes, los cristales obtenidos en continuo presentaron una morfología más irregular y aglomerada, especialmente para un TRH de 47 min.

Este comportamiento es consistente con lo reportado en la literatura para la precipitación de estruvita bajo distintas condiciones de crecimiento. Shaddel et al. (2019) señalan que la estruvita puede presentar una amplia variabilidad morfológica, incluyendo partículas irregulares y agregadas, dependiendo de las condiciones del proceso, aun cuando se mantenga la misma fase cristalina. De manera similar, Kirinovic et al. (2017) reportan que la estruvita puede formarse con diferentes morfologías en función de las condiciones de reacción, lo cual concuerda con las características observadas en este estudio, en donde un menor TRH obtuvo una mayor aglomeración lo cual puede estar relacionado con la mayor remoción de fósforo en el TRH de 47 min obtenido.

Por su parte, el análisis de composición elemental mediante EDS corroboró la identidad química del precipitado. Los espectros mostraron una presencia mayoritaria de Mg, P, O y N, elementos constituyentes de la estruvita. Adicionalmente, se identificaron señales de K y Ca en

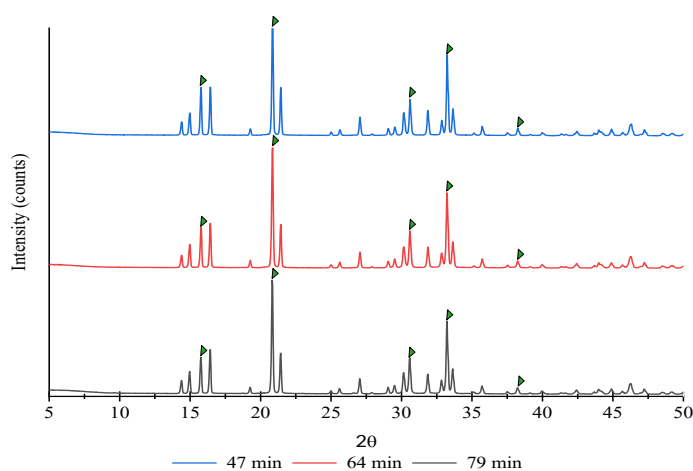
menor proporción, atribuibles a especies acompañantes del medio de reacción, considerando el carácter semicuantitativo del análisis EDS.

Pureza y cristalinidad

En la Figura 14 se presentan los difractogramas de rayos X utilizados para evaluar la identidad cristalina del sólido recuperado en el sistema continuo. En el eje horizontal se representa el ángulo de difracción 2θ , mientras que el eje vertical indica la intensidad de la señal. Los perfiles corresponden a los precipitados obtenidos a diferentes TRH.

Figura 14

Difractogramas del precipitado obtenido en operación en continuo



Al contrastar los patrones experimentales obtenidos a los diferentes TRH con el estándar de referencia, se identificó una correspondencia posicional exacta de los picos de difracción característicos, confirmando la presencia de estruvita como la fase mineral predominante en el precipitado.

Un aspecto distintivo de estos resultados, al igual que con la operación por lotes, es la ausencia significativa de picos asociados a impurezas cristalinas o fases precursoras. No se detectaron reflexiones intensas atribuibles a la periclase (MgO) ni a carbonatos de calcio o magnesio, lo cual sugiere una alta eficiencia en la conversión del reactivo dentro del reactor

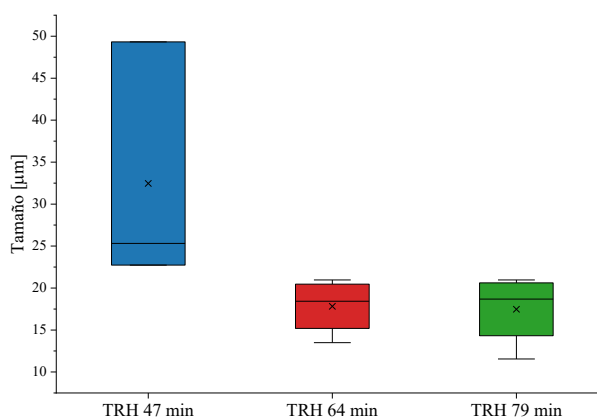
continuo. Al igual que en la etapa anterior, el análisis indica que el producto obtenido es estruvita de alta pureza mineralógica, libre de otras fases cristalinas competidoras detectables por esta técnica.

Tamaño del cristal y rendimiento de la precipitación

En la Figura 15 se muestra la distribución del tamaño de los cristales de estruvita obtenidos en la operación continua mediante diagramas de caja. En el eje de las ordenadas se representa el tamaño en micrómetros (μm), mientras que en el eje de las abscisas se indican los TRH evaluados.

Figura 15

Distribución de tamaño de partícula de la estruvita obtenida en operación continua



Los resultados evidencian una relación inversa respecto al TRH. Contrario a lo esperado por los mecanismos de crecimiento cristalino, se registró el mayor tamaño medio de partícula en el TRH más corto, observándose una disminución en la mediana y la distribución de tamaños al aumentar el tiempo de residencia hasta los 79 minutos.

Para un TRH de 47 min, el sistema alcanzó valores de pH entre 8.5 y 9.0, obteniéndose partículas de estruvita de mayor tamaño en comparación con las observadas a TRH de 64 y 79 min, donde el pH se mantuvo entre 7.6 y 8.5. Los resultados obtenidos difieren de lo reportado por Shaddel et al., quienes indican que valores de pH más elevados incrementan la sobresaturación y

favorecen la formación de partículas más finas al limitar la agregación. No obstante, la mayoría de estos estudios han sido realizados en sistemas por lotes, mientras que en el presente trabajo se empleó un CSTR, en el cual la dinámica del sistema puede conducir a comportamientos distintos en términos de agregación y tamaño de partícula.

En la Tabla 5 se detalla la producción de estruvita, expresada como gramos de estruvita por litro de digerido (g_{est}/L_{dig}), para los distintos tiempos de retención hidráulica evaluados en el reactor continuo.

Tabla 5

Rendimiento de la precipitación en operación continua

TRH [min]	g_{est}/L_{dig}
47	0.603
64	0.248
79	0.323

El mayor rendimiento se obtuvo a un TRH de 47 min (0.603 g/L), mientras que para TRH de 64 y 79 min se alcanzaron valores de 0.248 y 0.323 g/L respectivamente, estos valores corresponden a la cantidad acumulada de estruvita formada desde el inicio de la operación del reactor hasta que el sistema alcanzó condiciones estables. En comparación con la operación por lotes, los rendimientos obtenidos en el CSTR fueron menores. La disminución de los rendimientos podría explicarse al tener en cuenta que durante la estabilización la remoción de fosfato era baja y el sobrenadante tenía un alto contenido de nutrientes que no reaccionaron, limitando la cantidad de estruvita que se podía formar. En este contexto, la recirculación del digerido tratado se podría presentar como una alternativa para mejorar el rendimiento y reducir pérdidas del proceso.

5. Conclusiones

El MgO demostró ser un agente precipitante viable para el tratamiento de digerido porcino. Su capacidad dual para aportar magnesio y alcalinidad simultáneamente elimina la dependencia de bases externas (como NaOH), permitiendo la obtención de estruvita de alta pureza mineralógica incluso en matrices iónicas complejas.

Se determinó que la máxima remoción de fosfatos 94.5% en operación por lotes se alcanza con una relación molar 1.7:1 y 60 minutos de reacción, lapso necesario para garantizar la disolución del MgO manteniendo el pH en el rango adecuado para la precipitación de estruvita con valores de 8.5 a 9.1, obteniendo 1.012 ± 0.002 gramos de estruvita de alta pureza por litro de digerido, con tamaños medios de partícula de 42 μm suficientes para su uso como aditivo en sustrato para invernaderos. Incrementos en la dosis de MgO resultaron ineficaces, pues se limita la conversión del reactivo excedente sin mejorar el rendimiento.

La precipitación de estruvita en operación continua a partir de digerido de estiércol porcino confirmó la estabilidad del proceso a largo plazo, con remociones de PO_4^{3-} superiores al 85% y precipitando de 0.248 a 0.603 gramos de estruvita de alta pureza por litro de digerido, en estado pseudo-estacionario. Se concluye que existe un compromiso operativo respecto al TRH; tiempos cortos favorecen el crecimiento del cristal, por selección hidrodinámica, mientras que tiempos largos son necesarios para garantizar la estabilidad del sistema, pero menores remociones y tamaños de cristal.

Recomendaciones

Evaluar la cinética de precipitación de estruvita sin control de pH, esto con el fin de determinar los parámetros cinéticos de nucleación y crecimiento cristalino en un escenario real con una operación simplificada y de menor costo operativo, aprovechando las propiedades alcalinizantes de un reactivo como el MgO.

Ejecutar una evaluación económica para validar el potencial de escalado de la producción de estruvita, analizando la estructura de costos, CAPEX y OPEX.

Estudiar el proceso de precipitación en operación continúa haciendo recirculación del sobrenadante.

Evaluar el uso de fuentes residuales de óxido de magnesio como agentes precipitantes, analizando el efecto de las impurezas presentes en la pureza del cristal de estruvita obtenido.

Referencias Bibliográficas

- 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>
- Astals, S., Martínez-Martorell, M., Huete-Hernández, S., Aguilar-Pozo, V. B., Dosta, J., & Chimenos, J. M. (2021). Nitrogen recovery from pig slurry by struvite precipitation using a low-cost magnesium oxide. *Science of The Total Environment*, 768, 144284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144284>
- Bai, L., Wang, C., Pei, Y., & Zhao, J. (2014). Reuse of drinking water treatment residuals in a continuous stirred tank reactor for phosphate removal from urban wastewater. *Environmental Technology*, 35(21), 2752–2759. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.920050>
- Corona, F., Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J. M., & Meers, E. (2021). Study of pig manure digestate pre-treatment for subsequent valorisation by struvite. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(19), 24731–24743. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10918-6>
- Crutchik, D., & Garrido, J. M. (2016). Kinetics of the reversible reaction of struvite crystallisation. *Chemosphere*, 154, 567–572. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.134>
- Cucina, M., Massaccesi, L., Garfi, M., Saponaro, V., Muñoz Muñoz, A., Escalante, H., & Castro, L. (2025). Application of digestate from low-tech digesters for degraded soil restoration: Effects on soil fertility and carbon sequestration. *Science of The Total Environment*, 967, 178854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178854>
- Degryse, F., Baird, R., da Silva, R. C., & McLaughlin, M. J. (2017). Dissolution rate and agronomic effectiveness of struvite fertilizers – effect of soil pH, granulation and base excess. *Plant and Soil*, 410(1–2), 139–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2990-2>
- Di Capua, F., de Sario, S., Ferraro, A., Petrella, A., Race, M., Pirozzi, F., Fratino, U., & Spasiano, D. (2022). Phosphorous removal and recovery from urban wastewater: Current practices and new directions. *Science of The Total Environment*, 823, 153750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153750>
- Enyemadze, I., Momade, F. W. Y., Oduro-Kwarteng, S., & Essandoh, H. (2021). Phosphorus recovery by struvite precipitation: a review of the impact of calcium on struvite quality. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 11(5), 706–718. <https://doi.org/10.2166/washdev.2021.078>

- Freire, P. M. L. de A., Silva, R. L., de Campos, D. V. B., & 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). <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v29n1e285247>
- Gong, W., Li, Y., Luo, L., Luo, X., Cheng, X., & Liang, H. (2018). Application of Struvite-MAP Crystallization Reactor for Treating Cattle Manure Anaerobic Digested Slurry: Nitrogen and Phosphorus Recovery and Crystal Fertilizer Efficiency in Plant Trials. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1397. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071397>
- González Morales, C. (2021). *Nutrients (N and P) recovery from thickening and dewatering sludge centrates of a wastewater treatment plant* [Universidad de Antioquia]. <http://hdl.handle.net/10495/22088>
- Goy, S. M. (2020). *Optimization of Struvite Recovery Utilizing Magnesium Oxide* [Masters Theses, Virginia Tech]. <http://hdl.handle.net/10919/110587>
- Guan, Q., Li, Y., Zhong, Y., Liu, W., Zhang, J., Yu, X., Ou, R., & Zeng, G. (2023). A review of struvite crystallization for nutrient source recovery from wastewater. *Journal of Environmental Management*, 344, 118383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118383>
- Jia, G., Zhang, H., Krampe, J., Muster, T., Gao, B., Zhu, N., & Jin, B. (2017). Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. *Journal of Cleaner Production*, 147, 297–305. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.116>
- Kalpakchiev, T., Jacobs, B., Martin-Ortega, J., Fraundorfer, M., & Cordell, D. (2025). Scenarios for embedding phosphorus recovery into the international regime through EU's carbon border adjustment mechanism. *Sustainable Futures*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.sftr.2025.101504>
- Kataki, S., West, H., Clarke, M., & Baruah, D. C. (2016). Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.12.009>
- Krishnamoorthy, N., Arunachalam, T., & Paramasivan, B. (2021). A comparative study of phosphorus recovery as struvite from cow and human urine. *Materials Today: Proceedings*, 47, 391–395. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.587>
- Latifian, M., Liu, J., & Mattiassona, B. (2012). Struvite-based fertilizer and its physical and chemical properties. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 33(24), 2691–2697. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.676073>

- Le Corre, K. S. (2006). *Understanding Struvite Crystallisation and Recovery* [Thesis or dissertation, Cranfield University]. <http://hdl.handle.net/1826/1434>
- Le Corre, K. S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., & Parsons, S. A. (2009). Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(6), 433–477. <https://doi.org/10.1080/10643380701640573>
- Li, F., Feng, B., Zha, X., Chu, Y., Zhang, X., & He, R. (2025). Insights into Physiochemical and Biological Characteristics of Pig Manure During Anaerobic Digestion and Sheep Manure During Composting. *Fermentation*, 11(6), 307. <https://doi.org/10.3390/fermentation11060307>
- Moerman, W., Carballa, M., Vandekerckhove, A., Derycke, D., & Verstraete, W. (2009). Phosphate removal in agro-industry: Pilot- and full-scale operational considerations of struvite crystallization. *Water Research*, 43(7), 1887–1892. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.007>
- Mousavi, S. E., Goyette, B., Zhao, X., Couture, C., Talbot, G., & Rajagopal, R. (2024). Struvite-Driven Integration for Enhanced Nutrient Recovery from Chicken Manure Digestate. *Bioengineering*, 11(2), 145. <https://doi.org/10.3390/bioengineering11020145>
- Park, N., Chang, H., Jang, Y., Lim, H., Jung, J., & Kim, W. (2020). Critical conditions of struvite growth and recovery using MgO in pilot scale crystallization plant. *Water Science and Technology*, 81(12), 2511–2521. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.306>
- Pastor, L., Mangin, D., Ferrer, J., & Seco, A. (2010). Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant. *Bioresource Technology*, 101(1), 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.002>
- Rahaman, M. S., Mavinic, D. S., Bhuiyan, M. I. H., & Koch, F. A. (2006). Exploring the Determination of Struvite Solubility Product from Analytical Results. *Environmental Technology*, 27(9), 951–961. <https://doi.org/10.1080/09593332708618707>
- Romero-Güiza, M. S., Astals, S., Mata-Alvarez, J., & Chimenos, J. M. (2015). Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: Evaluation of different magnesium sources. *Chemical Engineering Journal*, 270, 542–548. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.02.057>
- Romero-Güiza, M. S., Tait, S., Astals, S., del Valle-Zermeño, R., Martínez, M., Mata-Alvarez, J., & Chimenos, J. M. (2015). Reagent use efficiency with removal of nitrogen from pig slurry via struvite: A study on magnesium oxide and related by-products. *Water Research*, 84, 286–294. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.043>
- Shaddel, S., Ucar, S., Andreassen, J.-P., & Østerhus, S. W. (2019). Engineering of struvite crystals by regulating supersaturation – Correlation with phosphorus recovery, crystal

- morphology and process efficiency. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102918. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102918>
- Stolzenburg, P., Capdevielle, A., Teychené, S., & Biscans, B. (2015). Struvite precipitation with MgO as a precursor: Application to wastewater treatment. *Chemical Engineering Science*, 133, 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2015.03.008>
- Taddeo, R., Kolppo, K., & Lepistö, R. (2016). Sustainable nutrients recovery and recycling by optimizing the chemical addition sequence for struvite precipitation from raw swine slurries. *Journal of Environmental Management*, 180, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.009>
- Tarragó, E., Puig, S., Rusalleda, M., Balaguer, M. D., & Colprim, J. (2016). Controlling struvite particles' size using the up-flow velocity. *Chemical Engineering Journal*, 302, 819–827. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.036>
- Uribe Muñoz, M. J., & Acosta Nieto, A. A. (2024). *Obtención de estruvita a partir del digerido producido en la digestión anaerobia de estiércol porcino en clima frío* [Universidad Industrial de Santander]. <https://noesis.uis.edu.co/handle/20.500.14071/42496>
- Wang, J., Ye, X., Zhang, Z., Ye, Z. L., & Chen, S. (2018). Selection of cost-effective magnesium sources for fluidized struvite crystallization. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 70, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.11.029>

Apéndices

Apéndice 1

Difractograma estruvita pura

