

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de

Licenciatura en Ingeniería Ambiental

**“Cotratamiento de lodo fecal por medio de ensayos de laboratorio mediante la
tecnología de Lodos Aerobios Granulares”**

Alexander Brenes Porras

CARTAGO, setiembre, 2023

TEC | Tecnológico
de Costa Rica

ingeniería
ambiental



Cotratamiento de lodo fecal por medio de ensayos de laboratorio mediante la tecnología de Lodos Aerobios Granulares. © 2023 por Alexander Brenes Porras is licensed under [Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar para el título de Ingeniera Ambiental con el grado de licenciatura.

Miembros del tribunal

Dra.ir. Mary Luz Barrios Hernández
Director

MSc. Diana Zambrano Piamba C
Lector 1

MSc. Claribel Buenaño Vargas
Lector 2

Dra.ir. Mary Luz Barrios Hernández
Coordinador COTRAFIG

MGA. Laura Quesada Carvajal
Directora a.i. Escuela de Química

MSc. Diana Zambrano Piamba C
Coordinadora de Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

Quiero dedicar esta tesis a mis queridos padres, quienes han sido mi mayor fuente de apoyo y confianza a lo largo de mi carrera académica. Su constante aliento y respaldo han sido fundamentales para mi crecimiento y éxito en este camino. Agradezco de corazón su inquebrantable confianza en mí y su sacrificio para brindarme las mejores oportunidades.

También quiero rendir un especial tributo a mi difunto abuelo, quien fue una inspiración y motivación para estudiar. Su amor por el conocimiento y su ejemplo de perseverancia siempre estarán presentes en mi vida. Deseo que su espíritu siga guiándome en mi trayectoria académica y profesional.

Asimismo, deseo expresar mi profundo agradecimiento a mi pareja, Brittany Ramos, por su apoyo incondicional en cada etapa de este proceso. Su paciencia, comprensión y aliento constante fueron un pilar fundamental durante la elaboración de esta tesis. Su presencia ha sido un gran estímulo para alcanzar mis metas y superar los desafíos que se presentaron en el camino.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a Mary Luz Barrios Hernández, mi tutora de tesis, por su inestimable orientación, apoyo y dedicación a lo largo de este proceso. Su experiencia y conocimientos fueron fundamentales para el desarrollo de esta investigación y para alcanzar los resultados obtenidos.

También deseo agradecer al Centro de Investigación de Protección Ambiental por su valiosa contribución en mi tesis. Su generosidad al proporcionarme los insumos necesarios, el equipo de medición y el apoyo técnico fundamental para llevar a cabo este estudio de manera eficiente y precisa. Sin su colaboración, este trabajo no habría sido posible.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	12
1.1 OBJETIVO GENERAL.....	13
1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS	13
2. MARCO TEÓRICO	14
2.1 TECNOLOGÍA DE LODOS AEROBIOS GRANULARES	14
2.1.1 Origen de la tecnología de lodos aerobios granulares.....	14
2.1.2 Conceptualización de un Lodo Aerobio Granular	14
2.1.3 Etapas de funcionamiento en el reactor LAG	16
2.2 VENTAJAS DE LA TECNOLOGÍA LAG.....	17
2.2.1 Tiempos bajos de sedimentación	17
2.2.2 Retención de biomasa	18
2.2.3 Tratamiento simultaneo de Nitrógeno, Carbono y Fósforo	18
2.2.4 Resistencia a cambios en las condiciones de funcionamiento	20
2.2.5 Minimización de costos	20
2.3 LODOS FECALES.....	20
2.3.1 Caracterización del lodo fecal.....	20
2.3.2 Clasificación del lodo fecal.....	21
2.3.3 Factores operacionales que afectan la variabilidad del lodo fecal	22
2.4 COTRATAMIENTO DE LODOS FECALES	23
2.4.1 Cotratamiento de lodo fecal en sistemas de lodos activados	24
2.4.2 Cotratamiento de lodo fecal en sistemas de lodos aerobios granulares	25
3. METODOLOGÍA	27
3.1 RECOLECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE MUESTRAS	27
3.1.1 Métodos utilizados	27
3.1.2 Lodo aerobio granular.....	28
3.1.3 Agua residual	30
3.1.4 Lodo fecal	31
3.2 DESARROLLO DEL EXPERIMENTO	32
3.2.1 Diseño del experimento	32
3.2.2 Toma de muestras	34
3.3 ANALISIS DE DATOS.....	37
3.3.1 Curvas y porcentaje de remoción.....	37

4.	RESULTADOS.....	38
4.1	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL.....	38
4.2	CARACTERIZACIÓN DE LODOS GRANULARES AEROBIOS	38
4.3	CARACTERIZACIÓN DE LODOS FECALES.....	39
4.4	RESULTADOS ENSAYOS DE LABORATORIO	39
4.4.1	Parámetros de operación	39
4.4.2	Remoción de contaminantes	40
4.4.3	Curvas de remoción	41
4.4.4	Indicadores microbiológicos	42
5.	DISCUSIÓN.....	43
5.1	CARACTERIZACIÓN DE MUESTRAS	43
5.1.1	Lodo Aerobio Granular (LAG).....	43
5.1.2	Agua residual	43
5.1.3	Lodo fecal séptico	44
5.2	REMOCIÓN DE CONTAMINANTES	45
5.2.1	Jarras 1 y 2 (únicamente AR).....	46
5.2.2	Jarras 3 y 4 (AR+ LF 1% v/v).....	50
5.2.3	Jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).....	54
6.	CONCLUSIONES.....	57
7.	RECOMENDACIONES.....	58
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60
9.	APENDICES.....	68

LISTAS DE CUADROS

Cuadro 2.1. Características reportadas de lodo fecal en tanques sépticos	21
Cuadro 2.2. Clasificación de los lodos fecales en función de la concentración de DQO, SST y NT	21
Cuadro 2.3. Parametros de diseño de la PTAR Ryki, Polonia.....	25
Cuadro 2.4. Características del efluente de la PTAR Ryki, Polonia. Promedio desde abril 2025 a febrero 2016.....	26
Cuadro 3.1. Contaminantes analizados en la caracterización de muestras	27
Cuadro 3.2. Ciclo utilizado en la simulación de las jarras	34
Cuadro 3.3. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 1 y 2	35
Cuadro 3.4. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 3 y 4	36
Cuadro 3.5. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 5 y 6	36
Cuadro 3.6. Tiempos de muestreo del experimento.....	37
Cuadro 4.1. Caracterización del agua residual de la PTAR del condominio Antares	38
Cuadro 4.2. Caracterización de los lodos aerobios granulares	38
Cuadro 4.3. Caracterización de los lodos fecales.....	39
Cuadro 4.4. Relación A/M para cada jarra.....	39
Cuadro 4.5. OD y pH de las jarras durante el experimento	39
Cuadro 4.6. Remoción de contaminantes para la jarra 1 y 2	40
Cuadro 4.7. Remoción de contaminantes para la jarra 3 y 4	40
Cuadro 4.8. Remoción de contaminantes para la jarra 5 y 6	40
Cuadro 4.9. Remoción de coliformes fecales y <i>Escherichia coli</i> para la jarra 1 y 2.	43
Cuadro 4.10. Remoción de coliformes fecales y <i>Escherichia coli</i> para la jarra 3 y 4.	43
Cuadro 4.11. Remoción de coliformes fecales y <i>Escherichia coli</i> para la jarra 5 y 6.	43
Cuadro 7.1. Porcentaje de NH ₃ en el agua.....	68
Cuadro 7.2. NH ₃ -N medido para cada jarra en mg/L.....	69
Cuadro 7.3. Oxígeno disuelto en las jarras	71
Cuadro 7.4. pH en las jarras	71
Cuadro 7.5. Concentración de PO ₃ ⁻⁴ a través del tiempo.....	72
Cuadro 7.6. Concentración de DQO a través del tiempo.....	72
Cuadro 7.7. Concentración de NO ₃ a través del tiempo	72
Cuadro 7.8. Concentración de NH ₄ ¹⁺ -N a través del tiempo.....	73
Cuadro 7.9. Resultados de la prueba de coliformes fecales por el método de NMP	77
Cuadro 7.10. Resultados de la prueba de <i>Escherichia coli</i> por el método de NMP	77

LISTAS DE FIGURAS

Figura 2.1. Gránulo de fenol cultivado en reactor discontinuo secuencial con aguas residuales sintéticas con una concentración de 250 mg fenol/L, teñido para todos los componentes de los EPS).	16
Figura 2.2. Ruta de eliminación de nitrógeno en lodos aerobios granulares.....	19
Figura 2.3. Ruta de eliminación del fósforo en lodos aerobios granulares.	19
Figura 3.1. Aclimatación lodos aerobios granulares	28
Figura 3.2. Lodo aerobio granular utilizado en el experimento	30
Figura 3.3. Afluente de la PTAR del Condominio Antares.....	30
Figura 3.4. Muestra de lodos fecales	31
Figura 3.5. Distribución del lodo fecal en cada jarra con LAG.....	32
Figura 3.6. Diagrama de distribución del sistema de aireación.....	33
Figura 3.7. Funcionamiento del sistema de aireación y homogenización	33
Figura 4.1. Curva de remoción del DQO soluble para distintas concentraciones de LF.....	41
Figura 4.2. Curva de remoción del PO_4^{3-} para distintas concentraciones de lodo fecal	41
Figura 4.3. Curva de remoción del NH_4^{1+} -N para distintas concentraciones de lodo fecal..	41
Figura 4.4. Curva de remoción del NO_3^{1-} para distintas concentraciones de lodo fecal.....	42

LISTAS DE SIGLAS Y ACRONIMOS

AGS: Aerobic granular sludge

A/M: Relación alimento-microorganismos

AND: Procesos de nitrificación y desnitrificación

AOB: Bacterias oxidantes del amoniac

COD: Chemical oxygen demand

COD/N ratio: Chemical oxygen demand-nitrogen ratio

DQO: Demanda Química de Oxígeno

DQO/N: Relacion demanda química de oxígeno y nitrógeno

EPS: Exopolisacaridos

F/M ratio: Food-Microorganism ratio

FS: Fecal Sludge

GAO: Organismos Acumuladores de Glicógeno

LA: Lodos Activados

LAG: Lodos Aerobios Granulares

LF: Lodos Fecales

N: Nitrógeno

NH₄⁺: Amonio

NMP: Número más probable

NO₃¹⁻: Nitrato

NT: Nitrogeno total

P: Fósforo

PAO: Organismos Acumuladores de Polifosfato

pH: potencial de Hidrógeno

PHA: Polihidroxialcanoatos

PO₄³⁻: Fosfato

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

SND: Proceso Simultaneo de Nitrificación-Desnitrificación

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

UFC: Unidades Formadoras de Colonias

RESUMEN

La literatura sugiere que los lodos aerobios granulares (LAG) poseen ventajas sobre otras tecnologías; entre ellas mayor capacidad de manejar altas tasas de carga orgánica y nitrógeno, que los hace más aptos para el cotratamiento de lodo fecal (LF). En Costa Rica no se cuenta con plantas de LAG y se conoce muy poco sobre la tecnología. Por esto la presente investigación busca interactuar por primera vez con LAG provenientes de una planta de tratamiento de agua residual doméstica con el fin de evaluar por medio de ensayos de laboratorio su capacidad de cotratamiento cuando se añaden dos distintas concentraciones de lodos sépticos (1 y 4% v/v). Se realizaron tres experimentos de simulación de reactores LAG con duplicado en seis jarras. A cada par de jarras se les asignó una concentración de LF distinta: Agua residual únicamente (jarra 1 y 2), 1% v/v (jarra 3 y 4) y 4% v/v (jarra 5 y 6) del afluente del lote del reactor. A todas las jarras del experimento se les incorporó una alícuota de 200 mL de LAG, y 600 mL de agua residual. Se monitoreó la remoción de contaminantes (DQO soluble, PO_4^{3-} , $\text{NH}_4\text{-N}$, NO_3^{1-}), e indicadores microbiológicos como coliformes fecales y *Escherichia coli*. Se encontró un detrimento de la calidad del efluente en función al porcentaje de LF en las jarras para los contaminantes de DQO soluble, PO_4^{3-} , y $\text{NH}_4\text{-N}$, siendo las jarras 5 y 6 las de menor rendimiento, seguidas por las jarras 3 y 4, y las jarras 1 y 2. El porcentaje de remoción para estos contaminantes por los gránulos se vio afectado por el tiempo de refrigeración, el periodo de aclimatación, y la ausencia de una etapa completamente anaerobia y una relación A/M menor a la recomendada. Se determinó que la remoción de NO_3^{1-} mejoró en función del aumento del porcentaje de LF, siendo las jarras 5 y 6 las de mayor remoción, seguidas de las jarras 3 y 4 y las jarras 1 y 2, esto debido a las diferencias en la relación DQO/N. En las jarras 1 y 2 se presenta una remoción de *Escherichia coli*, mientras que en las jarras 3 y 4, y las jarras 5 y 6 existe una remoción similar de coliformes fecales y de *Escherichia coli*. Se recomienda para futuras investigaciones relacionadas con LAG en Costa Rica, el formar los gránulos en el país y monitorear y regular los parámetros de OD y pH durante todas las etapas del ciclo del experimento.

Palabras Clave: lodo aerobio granular, cotratamiento, lodo fecal, agua residual, *Escherichia coli*.

ABSTRACT

The literature suggests that aerobic granular sludge (AGS) has advantages over other technologies, including a greater capacity to handle high organic and nitrogen loads, which makes it more suitable for the co-treatment of fecal sludge (FS). In Costa Rica there are no AGS plants and very little is known about the technology. For this reason, the present research seeks to interact for the first time with AGS from a domestic wastewater treatment plant in order to evaluate by means of laboratory tests its co-treatment capacity when two different concentrations of septic sludge (1 and 4% v/v) are added. Three AGS reactor simulation experiments were carried out in six jars in duplicate. Each pair of experimental jars was assigned a different LF concentration: wastewater only (jug 1 and 2), 1% v/v (jug 3 and 4) and 4% v/v (jug 5 and 6) of the reactor batch influent. An aliquot of 200 mL of LAG, and 600 mL of wastewater was added to all experimental jars. The removal of contaminants (soluble COD, PO_4^{3-} , $\text{NH}_4\text{-N}$, NO_3^{1-}), and microbiological indicators such as fecal coliforms and *Escherichia coli* were monitored. A detriment in effluent quality was found as a function of the percentage of LF in the jars for the contaminants soluble COD, PO_4^{3-} , and $\text{NH}_4\text{-N}$, with jars 5 and 6 having the lowest performance, followed by jars 3 and 4, and jars 1 and 2. The percentage removal for these contaminants by the granules was affected by the refrigeration time, the acclimation period, and the absence of a completely anaerobic stage and an A/M ratio lower than recommended. It was determined that NO_3^{1-} removal improved as a function of increasing LF percentage, with Jars 5 and 6 having the highest removal, followed by Jars 3 and 4 and Jars 1 and 2, this due to differences in the COD/N ratio. In Jars 1 and 2 there is a removal of *Escherichia coli*, while in Jars 3 and 4, and Jars 5 and 6 there is a similar removal of fecal coliforms and *Escherichia coli*. It is recommended for future research related to AGS in Costa Rica, to form the granules in the country and to monitor and regulate the DO and pH parameters during all stages of the experimental cycle.

Key Words: aerobic granular sludge, co-treatment, fecal sludge, wastewater, *Escherichia coli*.

1. INTRODUCCIÓN

Las tecnologías descentralizadas para el tratamiento de aguas residuales abarcan aproximadamente el 70% del manejo de aguas residuales en Costa Rica (AyA, 2020). Estas tecnologías descentralizadas tienen como subproducto de tratamiento los lodos fecales (LF); los cuales pueden o no estar parcialmente digeridos, en condición líquida o semisólida, y con concentraciones variadas resultado de la contención o tratamiento de combinaciones de excremento humano y aguas negras, con o sin aguas grises (Strande, 2014), haciendo así a los LF una matriz difícil de tratar.

A nivel general, el tratamiento de los LF se realiza mediante distintas tecnologías, no obstante, una práctica común es el cotratamiento con aguas residuales; entre lo más común se encuentra el cotratamiento en lagunas de estabilización, plantas de tratamiento de agua residual de lodos activados (LA), tecnologías de digestión anaerobia y aerobia, entre otros (Ronteltap et al., 2014).

En Latinoamérica, el cotratamiento más común para los LF es mediante los sistemas de LA (Singh et al., 2017). Sin embargo, el cotratamiento de LF en plantas municipales de agua residual de LA no diseñadas para ello pueden traer complicaciones a su rendimiento, debido a que se obtienen efluentes con concentraciones mayores a las esperadas de sólidos suspendidos totales (SST), fósforo (P) y nitrógeno (N) y materia orgánica medida por medio de la demanda química de oxígeno (DQO) (López et al., 2014). Además, puede generar hasta un 200% de aumento en la aireación requerida, lo cual se ve reflejado en los costos de operación de la planta, una mayor generación de lodos y posibles pérdidas de lodos en el sistema (lavado de lodos) (Ronteltap et al., 2014).

La literatura sugiere que los lodos aerobios granulares (LAG) poseen ventajas sobre los LA convencionales; entre ellas mayor capacidad de manejar altas tasas de carga orgánica y nitrógeno. Por estas características se cree que los LAG son más aptos para el cotratamiento de lodo fecal y menos susceptibles a presentar efectos adversos en su funcionamiento (Pronk et al., 2020). Actualmente se registran datos exitosos de dos plantas de LAG a nivel mundial que fueron diseñadas para tratar LF con agua residual (Pronk et al., 2017), sin embargo, poco se sabe sobre su funcionamiento y mecanismos de remoción. Sobre mecanismos, solo se

cuentan con experiencias previas a escala laboratorio en la que se trató agua residual doméstica con 4% v/v de LF sintéticos (Barrios-Hernández et al., 2020).

En Costa Rica no se cuenta con plantas de LAG y se conoce muy poco sobre la tecnología. Es por ello que, en la presente investigación se interactuó por primera vez con lodos granulares provenientes de una planta de tratamiento de agua residual doméstica con el fin de evaluar por medio de ensayos de laboratorio su capacidad de cotratamiento cuando se añaden dos distintas concentraciones de lodos sépticos (1 y 4% v/v); esto mediante el análisis de la remoción de contaminantes (PO_4^{3-} , NO_3^{1-} , $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO soluble), e indicadores microbiológicos como coliformes fecales y *Escherichia coli*. Además, se logró identificar los efectos que las condiciones de transporte, almacenamiento y operación pueden tener en el rendimiento de los gránulos.

1.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar por medio de ensayos de laboratorio el rendimiento de LAG en el cotratamiento de aguas residuales domésticas con distintas concentraciones de lodos sépticos (1 y 4% v/v).

1.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

Analizar el comportamiento de LAG durante el cotratamiento de aguas residuales domésticas y de lodos sépticos (1 y 4 % v/v) por medio del monitoreo de la concentración de contaminantes en los ensayos de laboratorio.

Determinar la remoción de coliformes fecales y *Escherichia coli* en función de las concentraciones de lodo fecal utilizado.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 TECNOLOGÍA DE LODOS AEROBIOS GRANULARES

2.1.1 Origen de la tecnología de lodos aerobios granulares

De acuerdo con Narayana (2020), los sistemas convencionales de LA son el estándar utilizado en el tratamiento biológico del agua residual. La tecnología de los LA funciona mediante el uso de un tanque de aireación, donde las reacciones biológicas se llevan a cabo mediante la formación de comunidades microbianas en forma de flóculos (lodo activado).

Seguidamente de este proceso, se encuentra un tanque de sedimentación donde los flóculos formados son separados del agua mediante el uso de la gravedad (Purba et al., 2020). Sin embargo, el tratamiento con LA convencionales puede presentar ciertos inconvenientes operacionales como las bajas concentraciones de biomasa en el tanque de aireación, la necesidad de tener por separado los tanques de aireación y sedimentación, el requerimiento de un área considerable de construcción, así como un uso alto de energía para la aireación y la recirculación de los lodos (Nancharaiah y Kumar, 2017).

Ante estas preocupaciones, al final de la década de los años 1990, Krishna y van Loosdrecht (1999) plantearon la idea de generar gránulos aeróbicos (LAG) en un reactor por lotes (SBR), basándose en las experiencias anteriores con LA y gránulos de formación anaerobia, con el fin de poder solventar todas las desventajas presentes en la tecnología de LA. Desde inicios de los años 2000, la formación de gránulos aerobios ha sido abundantemente estudiada alrededor del mundo. A pesar de esto, Bathe et al. (2005), señalan que la etapa pionera de esta tecnología ha finalizado, y que los investigadores deberán enfocarse en temas específicos como los factores que influyen la fuerza y formación de los gránulos, la diversidad microbiana de estos, así como la posible remoción de patógenos de interés, entre otros.

2.1.2 Conceptualización de un Lodo Aerobio Granular

De acuerdo con Kreuk et al. (2005), los gránulos que componen el lodo aerobio granular son agregados de origen microbiano, los cuales no coagulan bajo fuerzas hidrodinámicas de corte y sedimentan en menor tiempo que los flóculos presentes en el LA.

Algunas de las características físicas principales que deben poseer estos agregados de microorganismos para ser considerados como LAG son los siguientes:

- a) *Propiedades de sedimentación:* según Zheng et al. (2005), la capacidad de sedimentación del lodo es un parámetro importante debido a que está relacionado directamente a la capacidad de retención de biomasa y la separación sólido-liquido en el reactor. Las velocidades reportadas de sedimentación que pueden tener estos lodos pueden variar entre 18-90 m/h, hasta un máximo incluso de 130 m/h (Zheng et al. 2005)
- b) *Gravedad específica y contenido de agua:* los gránulos aerobios suelen tener una alta densidad y una estructura compacta, lo cual ayuda en el tiempo de retención de la biomasa y la separación sólido-liquido (Gao et al., 2011). Se han reportado gravedades específicas desde 1,004 hasta 1,1 kg peso seco/m³ (Shi et al., 2009) y contenidos volumétricos de agua en los gránulos entre el 94-97% (Lin et al., 2005).
- c) *Fuerza física:* de acuerdo con Gao et al. (2011), este parámetro es importante al caracterizar los gránulos, debido a que la fuerza física es la que les permite mantener de manera estable su forma granular y estructura interna durante la operación, además es la fuerza responsable de hacer capaz a estos gránulos de soportar abrasiones no esperadas y las fuerzas hidrodinámicas de corte. Este parámetro se mide indirectamente mediante el Coeficiente de Integridad (IC), de acuerdo con Tay et al. (2004), los valores normales de este coeficiente deben ser cercanos al 96%.
- d) *Morfología y tamaño:* a diferencia del lodo flocular, los gránulos aerobios presentan un borde claro con una apariencia esférica o elíptica, estos suelen presentar una coloración amarilla con algunos puntos negros (Zheng et al., 2005). Sin embargo, esta puede variar debido a las distintas características de los sustratos suministrados. El tamaño de los gránulos es también un factor esencial y este puede variar principalmente debido a las condiciones de operación, desde los 0,2 hasta los 16 mm (Toh et al., 2003).
- e) *Porosidad:* según Gao et al. (2011), se ha demostrado que la porosidad está relacionada con el transporte del sustrato en la estructura interna del gránulo, así como las limitaciones de oxígeno en este. Este parámetro se ha visto estrechamente relacionado con la bioactividad de los gránulos (Zheng et al., 2007). Los lodos

aerobios granulares presentan porosidades entre 0,68- 0,93, este parámetro suele disminuir con el tamaño el tamaño del gránulo (Xiao et al., 2008).

Es importante, además, tener en cuenta la distribución y composición interna de los gránulos aerobios. De acuerdo con Chen et al. (2007), la estructura interna de los LAG está compuesta por una mezcla de células microbianas y exopolisacaridos (EPS), ubicados en zonas con diferentes concentraciones de oxígeno, teniendo así conforme se aumenta la profundidad en el gránulo, zonas aerobias, anóxicas y anaerobias

El contenido microbiano y de polisacáridos se ven distribuidos principalmente en el borde exterior de los gránulos (Adav et al; 2008). Por otra parte, de acuerdo con Zhang et al. (2007) el núcleo del gránulo está formado principalmente por contenido proteico, el cual es uno de los principales proveedores de estabilidad al agregado microbiano. Esta distribución se puede ver con mayor facilidad a continuación en la Figura 2.1:

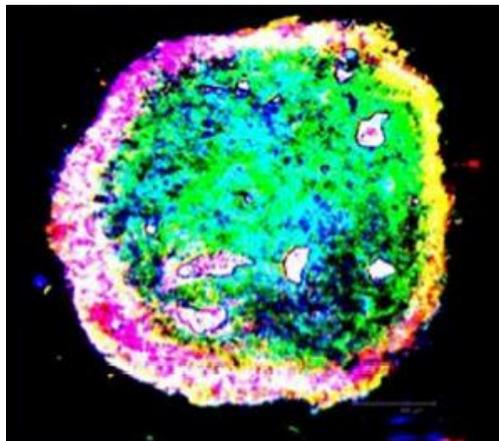


Figura 2.1. Gránulo de fenol cultivado en reactor discontinuo secuencial con aguas residuales sintéticas con una concentración de 250 mg fenol/L, teñido para todos los componentes de los EPS [proteínas (verde), lípidos (amarillo), células totales (rojo), células muertas (violeta), α -polisacaridos (azul claro), β -polisacaridos (azul)]. Fuente: Adav et al. (2008).

2.1.3 Etapas de funcionamiento en el reactor LAG

A continuación, se explican las distintas etapas del ciclo en un reactor LAG de acuerdo con van Loosdrecht et al. (2022) para tener una correcta degradación de los contaminantes PO_4^{3-} , NO_3^{1-} , NH_4^{1+} -N y DQO:

Tiempo de alimentación: en esta etapa del ciclo, se da el proceso de llenado del reactor por la parte inferior del mismo. Este se da sin presencia de oxígeno, ya que de esta forma se favorece el crecimiento de los organismos acumuladores de polifosfato (PAOs) y organismos acumuladores de glicógeno (GAOs), los cuales reducirán un alto porcentaje del DBO y DQO disponible, ya que estas bacterias no requieren de un aceptor de electrones (e^-) para reducir el carbono disponible. Este suele tener una duración de 60 minutos.

Tiempo de reacción: en esta fase, se contempla el proceso de aireación, en el cual se aplicarán fuerzas hidrodinámicas de corte por medio de burbujeo para estabilizar la forma tridimensional de los gránulos. Además, ocurre el proceso de nitrificación y eliminación de fósforo gracias a la presencia de oxígeno en el interior estos. Si bien el proceso de desnitrificación ocurre de manera simultánea debido a las distintas condiciones del potencial oxidativo y reductivo (Søndergaard, 2009) dentro del gránulo, es necesario tener una parte de este ciclo sin aireación para permitir una correcta desnitrificación en el proceso. La duración de este proceso va a depender de la calidad del efluente que se necesite, ya que, para concentraciones menores de contaminantes es necesario un tiempo mayor de aireación.

Sedimentación: la duración de esta etapa del ciclo puede variar dependiendo de las características del lodo en formación; sin embargo, puede estar desde los diez hasta los 20 min. Esto gracias a la naturaleza densa y compacta del lodo.

2.2 VENTAJAS DE LA TECNOLOGÍA LAG

De acuerdo con Kreuk y Bruin (2005), la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) poseen la desventaja de tener un requerimiento de área grande y una producción excesiva de biomasa en forma de lodos. La tecnología de LAG puede resolver estos efectos de una manera eficaz, además de poseer otras ventajas sobre otros trenes de tratamiento, las cuales se mencionarán a continuación:

2.2.1 Tiempos bajos de sedimentación

De acuerdo con Zhang et al. (2019) para poder seleccionar de una forma eficaz los agregados de microorganismos que cumplen las características físicas para ser considerados un gránulo aerobio se suelen utilizar tiempos cortos de sedimentación, los cuales permiten un tratamiento más eficaz. Además, la sedimentación se da por medio de la gravedad y no

requiere de ninguna otra fuerza externa o un aditivo químico externo adicional. Estas condiciones de trabajo facilitan la operación y mantenimiento del sistema, y reducen de igual forma su coste en relación con otras tecnologías de tratamiento (Cassidy y Belia, 2005).

2.2.2 Retención de biomasa

Los lodos aerobios granulares tienen ventajas en relación con los agregados de microorganismos formados en otros métodos de tratamiento convencionales, ya que al poseer una estructura más densa y fuerte asegura una separación exitosa y una alta retención de biomasa en el agua a tratar. Debido a la naturaleza compacta de los gránulos, se reduce la pérdida de biomasa en el efluente y, además permite el tratamiento altos niveles de carga orgánica y tolerancia en la fluctuación de cargas (Zain et al., 2013).

2.2.3 Tratamiento simultaneo de Nitrógeno, Carbono y Fósforo

La capacidad de los gránulos para mantener diferentes microambientes de potencial reducción y oxidación permite que se dé la mayoría de las conversiones biológicas, dando, así como resultado el tratamiento simultáneo de materia orgánica (carbono), nitrógeno (nitrificación, desnitrificación), y fósforo (Nancharaiyah y Kumar, 2017). A fin de que la remoción de nitrógeno ocurra es necesario la presencia de zonas aerobias y anaeróbicas en el gránulo para que los procesos de oxidación, nitrificación y desnitrificación ocurran. Las ecuaciones 1 a 3 presentan las diferentes formas de nitrógeno a lo largo de su ciclo:



De acuerdo con Purba et al. (2020), la estructura del gránulo facilita el proceso simultáneo de nitrificación-desnitrificación (SND) incluso durante condiciones aerobias continuas en el reactor. El SND es posible en macro gránulos donde coexistan zonas aeróbicas y anóxicas, sin embargo, la eficiencia de este proceso se ve disminuida conforme el decrecimiento del tamaño del gránulo. Un esquema general de como ocurre de manera simultánea el proceso de nitrificación-desnitrificación se presenta en la Figura 2.2. Otra estrategia para mejorar la remoción de nitrógeno es el alternar los procesos operativos de

nitrificación y desnitrificación (AND), esto se logra mediante la introducción de la fase anóxica inmediatamente después de la fase aerobia (Lochmatter et al., 2014).

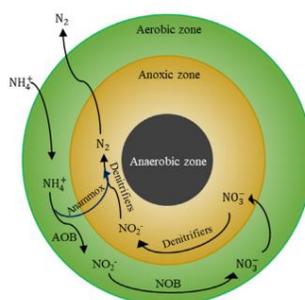


Figura 2.2. Ruta de eliminación de nitrógeno en lodos aerobios granulares. Fuente: van Loosdrecht, 2022.

La eliminación del fósforo en los gránulos ocurre en dos etapas (ver Figura 2.3), la primera consta de la formación de Polihidroxiclcanoatos (PHA), por parte de las bacterias de tipo PAO y GAO dentro de los gránulos durante la fase de alimentación anaerobia mediante el uso del DQO soluble como donador de electrones. La energía en forma de ATP necesaria para este proceso bioquímico es obtenida de los polifosfatos y glicógenos almacenados, que al utilizarse los primeros producen una liberación de fósforo (van Loosdrecht, 2022).

La segunda etapa ocurre durante la fase aerobia del ciclo en donde se da una fase de crecimiento, y se utilizan el oxígeno y las formas de nitrógeno disponibles como aceptores de electrones para la restauración de los polifosfatos y glicógenos utilizados anteriormente, resultando en una remoción de fosfatos. La remoción total de fósforo es una sumatoria del fósforo liberado, el presente en el agua residual y el eliminado por los gránulos. La tasa de remoción es variable en función de la carga de entrada y la temperatura de operación de los reactores, y puede oscilar entre 5-20 mg/L (van Loosdrecht, 2022).

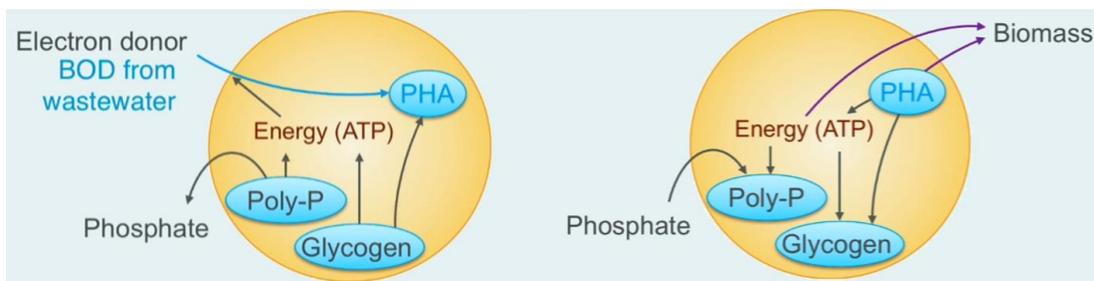


Figura 2.3. Ruta de eliminación del fósforo en lodos aerobios granulares. Fuente: van Loosdrecht., 2022.

2.2.4 Resistencia a cambios en las condiciones de funcionamiento

Según Jiang et al. (2016), la agregación microbiana en gránulos aerobios compactos y densos ofrece beneficios adicionales, como la protección contra sustancias inhibidoras y una alta resistencia a compuestos tóxicos. Esto se debe a que su barrera de transferencia de masa proporciona una menor concentración de compuestos tóxicos en el interior del gránulo. Esta misma característica permite que los gránulos sean resistentes a cambios en las condiciones de tratamiento, convirtiéndose así en un sistema flexible.

2.2.5 Minimización de costos

A diferencia de los LA, los lodos aerobios granulares utiliza el mismo reactor para las reacciones biológicas y para el proceso de sedimentación. Esta característica permite a la industria de aguas residuales ahorrar en factores como en terreno y capital, reduciendo así el coste de una planta de tratamiento aproximadamente hasta un 75% (Winkler et al., 2012). Además, al tener LAG la cantidad de lodos producidos se ve reducida, disminuyendo así el coste total de la planta en un 25%, así como también el consumo energético relacionado a la aireación se ve reducido un 30% (Sarma y Tay, 2018).

2.3 LODOS FECALES

De acuerdo con Narayana (2020), el lodo fecal se determina como todo aquel material acumulado en el fondo de una unidad de tratamiento descentralizada resultante de la recolección, almacenamiento o tratamiento de combinaciones de excretas y aguas negras, con o sin aguas grises, y que no ha sido transportado por un alcantarillado. Suele estar crudo o parcialmente digerido, en suspensión o en un estado semisólido. Las tecnologías de saneamiento *in situ* que producen estos lodos incluyen letrinas de pozo, retretes húmedos y baños secos.

2.3.1 Caracterización del lodo fecal

Según Narayana (2020), los parámetros que deben considerarse para la caracterización de LF incluyen la concentración de sólidos, demanda química de oxígeno (DQO), nutrientes (fósforo, nitrógeno) y metales. En el Cuadro 2.1 se presentan los valores esperados de algunos parámetros para lodos fecales en tanque séptico.

Cuadro 2.1. Características reportadas de lodo fecal en tanques sépticos

Parámetro	Valor	Referencia
pH	6,50-9,34	Kengne et al. (2011)
	1,50-12,60	USEPA (1994)
Fósforo total (mg P/L)	150	NWSC (2008)
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,73-1,00	Niwagaba et al. (2014)
Sólidos totales (ST) (mg/L)	12000-35000	Koné and Strauss (2004)
	22000	NWSC (2008)
Sólidos suspendidos volátiles (SSV) (porcentaje de ST)	50-73%	Koné and Strauss (2004)
DQO (mg/L)	<10 000	Heinss et al. (1998)
	1200-7800	Koné and Strauss (2004)
Nitrógeno total (mg N/L)	190-300	Koné and Strauss (2004)
Nitrógeno Total Kjeldahl (mg/L)	1000	Katukiza et al. (2012)
NH ₄ -N (mg/L)	150-1200	Koné and Strauss (2004)
	<1,000	Heinss et al. (1998)
NO ₃ ¹⁻ (mg/L)	0,20-21	Koottatep et al. (2006)
Coliformes fecales (UFC/100ml)	1x10 ⁵	NWSC (2008)

Fuente: Adaptado de Niwagaba et al. (2014).

2.3.2 Clasificación del lodo fecal

El lodo fecal se puede clasificar como digerido o fresco, además también se puede clasificar de acuerdo con la intensidad en alta, media y baja, según las concentraciones de DQO, sólidos suspendidos totales (SST) y de nitrógeno total (NT) (Hoojimans et al., 2013). En el Cuadro 2.2 se presentan los valores que definen la clasificación de los LF de acuerdo con Dangol (2013) y Hoojimans et al. (2013).

Cuadro 2.2. Clasificación de los lodos fecales en función de la concentración de DQO, SST y NT

Tipo de lodo	Intensidad	DQO (mg/L)	NT (mg N/L)	SST (mg/L)
Fresco	Alta	250 000	5000	100 000
	Media	65 000	3400	53 000
	Baja	10 000	2000	7 000
Digerido	Alta	90 000	1500	45 000
	Media	45 000	400	25 000
	Baja	3 000	200	1 500

Fuente: Dangol (2013) y Hoojimans et al. (2013).

2.3.3 Factores operacionales que afectan la variabilidad del lodo fecal

De acuerdo con Narayana (2020), los LF presentan una variabilidad alta en lo que concierne a los parámetros para su caracterización, esto se debe principalmente a los tipos de tecnologías descentralizadas utilizadas y la forma en la que se utiliza el sistema seleccionado. Algunos ejemplos de esto son la duración de almacenamiento (tasas de llenado y frecuencia de recolección), afluencia y presencia de infiltración, además de factores relacionados a la ubicación como lo es el clima. A continuación, se detallan cada uno de los factores operacionales que pueden afectar la variabilidad de los parámetros a caracterizar en los LF.

A) Uso de agua

De acuerdo con Niwagaba et al. (2014) la variabilidad de los LF se ve asociada a los hábitos asociados al uso de las unidades descentralizadas. Factores como el volumen de enjuague utilizado, métodos de limpieza, e inclusión o exclusión de aguas grises provenientes de la ducha o la cocina causan variabilidad en los parámetros de caracterización de los LF. Hábitos como la inclusión de aguas residuales de la cocina sin trampas de aceites y grasas, afectaran los valores relacionados a estos contaminantes (Niwagaba et al., 2014). Además, también ocurre un incremento de las concentraciones de contaminantes relacionados a los limpiadores utilizados (nitratos y fosfatos) y una variación en el pH del LF resultante del carácter básico de los detergentes (Salguero, 2012).

B) Duración del almacenamiento

De acuerdo con Günther et al. (2011), la tasa de llenado y la duración del almacenamiento dependen del tipo de tecnología utilizada y el uso del inodoro, el volumen de agua de entrada y si presenta o no infiltración. La cantidad de tiempo que los LF se almacenan en los sistemas de tratamiento antes de ser recogidos afectará en gran medida las características de estos, debido a la digestión de materia orgánica que se produce durante el almacenamiento. El LF que se ha almacenado en un tanque séptico durante un período de años habrá sufrido más estabilización que lodos con semanas de almacenaje, por lo cual tendrán una menor concentración de contaminantes (Günther et al., 2011).

C) Afluente e infiltración

La concentración y el volumen de los LF se ven influenciados por el caudal de entrada y la inclusión de sistemas de infiltración de lixiviados en el medio ambiente. El tiempo de almacenamiento de las unidades de tratamiento descentralizadas es más lenta si hay lixiviación debido a la permeabilidad, la tasa infiltración estará influenciada por el tipo de suelo y el nivel freático, causando así un lodo fecal más espeso y concentrado (Niwagaba et al., 2014).

2.4 COTRATAMIENTO DE LODOS FECALES

El uso de tecnologías de saneamiento descentralizadas puede ser una solución sostenible en el cumplimiento de los objetivos de tratamiento de lodos fecales, siempre y cuando estos sean recolectados, transportados, tratados y luego desechados o utilizados. Una posibilidad para el tratamiento de LF es el cotratamiento en PTARs (Lopez-Vazquez et al., 2014).

De acuerdo con Narayana (2020), utilizar la infraestructura de PTARs existentes para el tratamiento de LF ha tomado relevancia en las últimas décadas. El potencial del cotratamiento de LF incluye la utilización de PTAR existentes, con o sin modificaciones, y nuevas plantas diseñadas únicamente para cotratamiento. Por lo general, las PTAR no están diseñadas para las cargas de contaminantes de los LF, por lo que las interrupciones y problemas en el proceso son frecuentes. Los problemas comunes con el cotratamiento de LF en PTAR van desde el deterioro de la calidad del efluente tratado, hasta la sobrecarga de los tanques y una aireación inadecuada (Lopez-Vazquez et al., 2014).

A pesar de los posibles problemas operativos, algunas experiencias mencionan que el uso volúmenes bajos de LF podrían ser cotratados en plantas municipales (ATV, 1985; USEPA, 1984, 1994). La USEPA (1994) establece que hasta un 3,6% del volumen de entrada de diseño de la planta puede ser. Sin embargo, estas recomendaciones se basan principalmente en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), el cual no tiene en cuenta el contenido orgánico e inorgánico total presente en los LF, en donde si se toma en cuenta, se recomienda valores de LF del 1% del volumen de entrada (Henze y Comeau, 2008).

2.4.1 Cotratamiento de lodo fecal en sistemas de lodos activados

De acuerdo con Lopez-Vazquez et al. (2014) los sistemas utilizados para el cotratamiento de lodos fecales suelen ser generalmente PTAR a base de lodos activados. Sin embargo, se han reportado severos problemas operacionales en la mayoría de las PTAR donde se ha implementado, esto debido a que la tecnología no fue diseñada para soportar las altas cargas orgánicas características del LF en comparación con el agua doméstica. A continuación, se encuentran algunos de los principales problemas que puede sufrir una PTAR de LA al recibir LF.

Disminución de la eficiencia de remoción

La eficiencia de remoción se verá reducida en función del volumen y la fuerza del LF utilizado, las concentraciones DQO y TN aumentaran exponencialmente, debido a que el LF suele tener concentraciones 10 veces mayores a las del AR convencional (Narayana, 2020). Además, las concentraciones de DQO y TN solubles no biodegradables reducirán la calidad del efluente tratado porque no pueden eliminarse mediante procesos fisicoquímicos o biológicos (Henze y Comeau, 2008).

Aumento en la generación de lodo

El aumento en las concentraciones de SST y sólidos suspendidos en el afluente de la PTAR da lugar a un aumento de los volúmenes de lodo, lo cual conlleva a un aumento aproximadamente del 100% del volumen y área requerida para el manejo de lodo residual (Dangol, 2013).

La acumulación de lodos es un parámetro limitante para el cotratamiento de LF. Si la generación de lodo excede la capacidad máxima de la planta, esta puede experimentar serios problemas operativos que van desde el aumento de la demanda de oxígeno y la sobrecarga de los tanques de sedimentación (Metcalf y Eddy, 2003).

Aumento de la aireación requerida

Según Lopez-Vazquez et al. (2014) los sistemas de lodos activados tienen capacidades de aireación definidas. El cotratamiento de LF puede resultar en sobrecargas del sistema, causando así un severo aumento en la demanda de oxígeno, debido a una matriz a

tratar con concentraciones de DQO biodegradable y TN muy altas. Los efectos del LF en el afluente son tan altos que puede llegar a aumentar la demanda de oxígeno en un 200% haciendo uso de una concentración del 1%v/v del lodo fecal (Lopez-Vazquez et al., 2014). Además, la eficiencia de transferencia de oxígeno puede ser deteriorada por el aumento en la generación de sólidos en el cotratamiento.

Es por esto por lo que se recomienda volúmenes pequeños de lodo fecal a la hora de realizar un cotratamiento en una planta de LA, se suele utilizar un 1%v/v del caudal de entrada de la PTAR independientemente de la intensidad y el grado de estabilización del lodo, sin embargo, aun de esta manera es frecuente la presencia de problemas en la operación de la planta (Lopez-Vazquez et al., 2014).

2.4.2 Cotratamiento de lodo fecal en sistemas de lodos aerobios granulares

De acuerdo con Pronk et al. (2017) se reporta una experiencia de cotratamiento de LF en la PTAR de Ryki, Polonia. En esta PTAR se cuenta con un caudal de entrada de 5320 m³/día, del cual 120 m³/día corresponden a LF proveniente de tanque séptico y letrina; es decir un 2% v/v. La PTAR cuenta con un diseño conformado por un tanque de compensación y dos reactores LAG.

A pesar de las altas cargas orgánicas de diseño (ver Cuadro 2.3), temperaturas bajas (temperatura de diseño 12 °C) y fluctuaciones de caudal, la tecnología LAG ha logrado alcanzar los parámetros de efluentes requeridos (ver Cuadro 2.4) por más de dos años sin ninguna problemática operacional.

Cuadro 2.3. Parámetros de diseño de la PTAR Ryki, Polonia

Parámetros de diseño	Agua Residual Domestica	Tanques Sépticos	Agua Residual Industrial
Caudal de época seca (m ³ /día)	2400	120	2800
Caudal de época lluviosa (m ³ /día)	3418	120	2800
DQO (kg/día)	1680	384	2500
DBO (kg/día)	960	156	1200
SST (kg/día)	1200	144	400
Nitrógeno total (kg/día)	192	22	112
Fósforo total (kg/día)	48	4	28

Fuente: Pronk et al. (2017)

Cuadro 2.4. Características del efluente de la PTAR Ryki, Polonia. Promedio desde abril 2025 a febrero 2016.

Parámetros de diseño	Límite	Reactor 1	Reactor 2
DQO (kg/día)	125	43	46
DBO (kg/día)	15	5,5	6,3
SST (kg/día)	35	13	13
Nitrógeno total (kg/día)	15	5,7	5,5
Fósforo total (kg/día)	2	0,9	0,8

Fuente: Pronk et al. (2017)

De acuerdo con Kreuk et al. (2007) la tecnología de LAG ha sido implementada como una alternativa más eficiente para el tratamiento del agua residual, en comparación con lodos activados convencionales. Tiene ventaja en la remoción de materia orgánica y nutrientes, así como menor huella energética. Se ha demostrado que los LAG pueden tratar altas cargas orgánicas con alto contenido de nitrógeno en diferentes tipos de sustrato.

3. METODOLOGÍA

Los materiales y métodos utilizados para obtener los resultados de esta investigación se describen a continuación. Se inicio con la recolección de muestras y caracterización del agua residual, el lodo aerobio granular y el lodo fecal a utilizar en el experimento, seguido por la recolección de muestras durante el experimento de jarras, con el fin de realizar mediciones de contaminantes y, finalmente, el análisis estadístico de los datos para determinar curvas y eficiencias de remoción de los lodos aerobios granulares.

3.1 RECOLECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE MUESTRAS

3.1.1 Métodos utilizados

En el Cuadro 3.1 se presentan los contaminantes y metodologías identificadas para el análisis de las distintas muestras utilizadas en la investigación.

Cuadro 3.1. Contaminantes analizados en la caracterización de muestras

Medición	Instrumento utilizado	Método	Descripción
PO_4^{3-}	Colorímetro portátil multiparamétrico DR900	Fósforo reactivo (Ortofosfato), Sobres de reactivo en polvo, método 8048.	Método de ácido ascórbico, rango desde 0,02 hasta 2,50 mg/L PO_4^{3-} (Hach Company, 2017).
NO_3^{1-}	Colorímetro LaMotte SMART 2	Nitrato, tableta de grado espectrofotométrico de nitrato, método 3689.	Método de reducción mediante zinc, rango desde 0,0 hasta 60,0 ppm (LaMotte, s.f.).
$\text{NH}_4\text{-N}$	Colorímetro portátil multiparamétrico DR900	Amoniaco, sobres de reactivo en polvo, método 8155	Método de Salicilato, rango desde 0,01 hasta 0,5mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$ (Hach Company, 2015). *
DQO soluble	Colorímetro portátil multiparamétrico DR900	Demanda química de oxígeno de rango alto, método 8000	Método de digestión en reactor, desde 20 hasta 1500mg/L (Hach Company, 2021).
NMP	No aplica	Número más probable	Metodología utilizada para aguas residuales en la determinación de coliformes totales, fecales y <i>Escherichia coli</i> .

*La conversión utilizada para pasar de NH_3 a $\text{NH}_4\text{-N}$ se encuentra en el Apéndice 1.

3.1.2 Lodo aerobio granular

El lodo aerobio granular fue importado de una PTAR tipo LAG de los Países Bajos (por cuestiones de privacidad se reserva la información exacta de la PTAR). El LAG se mantuvo en refrigeración durante el mes agosto y setiembre del 2022 a una temperatura de 4°C, esto con el fin de conservar los microorganismos que conforman los gránulos, de acuerdo con (Gao et al., 2011).

En octubre del 2022 se inició un periodo de aclimatación de los LAG de dos meses (Figura 3.1), en donde de forma diaria se simularon dos ciclos. Constituidos de dos horas de alimentación del afluente de la PTAR del Condominio Antares, una hora de aireación, y veinte minutos de sedimentación, esto con el fin de mantener activas las comunidades microbiológicas de los gránulos.



Figura 3.1. Aclimatación lodos aerobios granulares

Sin embargo, la aclimatación se efectuó de manera incompleta, debido a limitaciones de horario del laboratorio y la falta de acceso a un sistema de recirculación automático. Esto ocasiono que se realizaran únicamente dos ciclos por día en el horario laboral, dejando a los gránulos en un ambiente anaerobio durante las horas restantes del día.

Los gránulos fueron aclimatados únicamente durante siete horas de los días laborales, estando únicamente en el proceso de aclimatación un 30% del tiempo diario. Además, los fines de semana, y los días feriados los gránulos fueron expuestos a un ambiente anaerobio durante todo el tiempo. Por otra parte, no se contó con un sistema de medición y corrección de parámetros como el pH y OD, los cuales son esenciales para la aclimatación correcta de los LAG (Duarte et al., 2021).

Como parte de la caracterización, se realizaron mediciones de sólidos suspendidos totales (SST) y, sólidos suspendidos volátiles (SSV) de los gránulos mediante los métodos planteados por el *Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater* American Public Health Association et al., (2017). En la Figura 3.2 se detallan los gránulos utilizados en el experimento. Además, se calculó la concentración de Sólidos Suspendidos en Licor Mixto (MLSS) para los granulos utilizados en el experimento, para de esta forma poder calcular la relación alimento/microorganismos a través de la Ecuacion 1, para cada par de jarras.

Ecuación 4. Cálculo de la relación A/M

$$Tasa\ A/M\ \left(\frac{g}{g}\right) = \frac{C_{DQO}}{C_{Biomasa}} = \frac{DQO\ (g/L) * V1 * n}{MLSS\ (g/L) * V2}$$

Donde;

C_{DQO} : Carga de DQO (kg/d)

$C_{Biomasa}$: Carga de Biomasa

MLSS: Sólidos Suspendidos en Licor Mixto (g/L)

V1: Volumen de agua residual utilizado (L)

V2: Volumen total del reactor (L)

n: número de ciclos al día (d^{-1})



Figura 3.2. Lodo aerobio granular utilizado en el experimento

3.1.3 Agua residual

El agua recolectada para el experimento proviene del afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) del Condominio Antares, ubicado en el Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago (Figura 3.3). El agua residual fue transportada en un recipiente opaco para evitar interferencias relacionadas a la incidencia solar hasta las instalaciones del CIPA para su debida caracterización.



Figura 3.3. Afluente de la PTAR del Condominio Antares

Además, se utilizó una filtración por gravedad y homogenización previa a la caracterización de todas las muestras de agua residual, con un filtro de 25 micras de la marca Fisherbrand, para así eliminar interferencias relacionadas al color, turbidez y presencia de sólidos en el agua, de acuerdo con lo recomendado por Hach Company (2017) y LaMotte (s.f.) para todos sus métodos. Se analizaron los contaminantes descritos en el Cuadro 3.1 en función de sus respectivos métodos.

3.1.4 Lodo fecal

La muestra de lodo fecal utilizado en el experimento fue recolectada de un tanque séptico ubicado en San Isidro, Vázquez de Coronado, coordenadas: 9.975959, -83.999483. El tanque séptico de aproximadamente 7,0 m³ corresponde a una vivienda de cuatro personas, el cual posee afluencia de aguas grises (lavamanos, duchas y fregadero) y negras. Este cuenta con un sistema de infiltración deteriorado por la falta de mantenimiento, ocasionando de esta forma que la unidad de tratamiento tenga tiempos de almacenamiento menores a un año.

Se hizo una homogenización previa a la toma de la muestra utilizando una vara de 1,5 m, con el fin de tomar lodo del fondo del tanque. El lodo se mantuvo en refrigeración durante tres días hasta su caracterización y uso en el experimento, con el fin de inactivar la actividad biológica de la muestra.

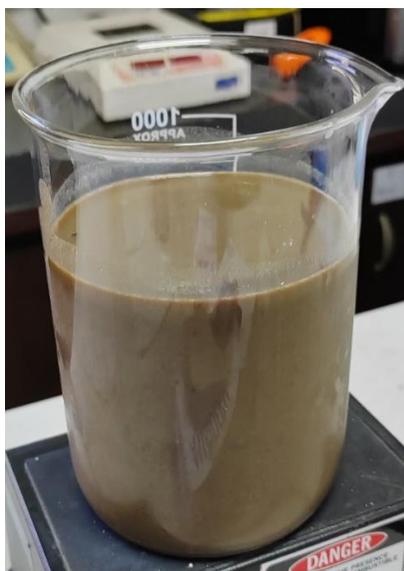


Figura 3.4. Muestra de lodos fecales

Los contaminantes que se tomaron en cuenta fueron los mismos analizados para el agua residual, mediante los mismos métodos planteados en el Cuadro 3.1. La filtración se tuvo que realizar a presión negativa debido a la consistencia densa de los lodos fecales (Figura 3.4). Además, también se realizó una medición de SST y SSV mediante los métodos planteados por el *Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association et al., 2017).

3.2 DESARROLLO DEL EXPERIMENTO

3.2.1 Diseño del experimento

Se realizaron tres experimentos de simulación de reactores LAG con duplicado, para un total de seis jarras de la marca B-ker. A excepción del control, a cada par de jarras se les asignó una concentración de lodo fecal distinta resultando en: Agua residual únicamente (jarra 1 y 2), 1% v/v (jarra 3 y 4) y 4% v/v (jarra 5 y 6) del afluente del lote del reactor, el cual corresponde al agua residual recolectada de la PTAR del Condominio Antares.

A todas las jarras del experimento se les incorporó una alícuota de 200 mL de LAG, y 600 mL de agua residual. Además, se dieron condiciones homogéneas de aireación y mezcla en todos los reactores, así como una temperatura estable proporcionada por una habitación de laboratorio controlada a 20°C. En la Figura 3.5 se puede observar la distribución esperada de los distintos componentes en cada jarra.

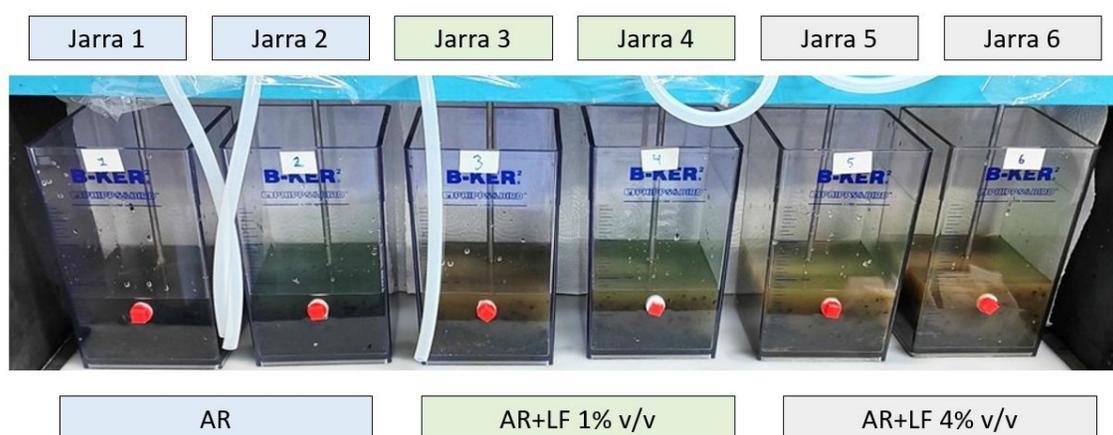


Figura 3.5. Distribución del lodo fecal en cada jarra con LAG

Aireación

Para suministrar la aireación a las seis jarras se utilizó un compresor de 200 psi, el cual estaba conectado a un sistema de distribución de tuberías con mangueras individuales para cada jarra. Los extremos de las mangueras se ubicaban en el fondo de las jarras, para de esta forma simular la aireación de un reactor, así como la fuerza hidrodinámica de corte que sufren los gránulos en el proceso. En la Figura 3.6 se observa un diagrama de distribución y en la Figura 3.7 una imagen del funcionamiento de los reactores.

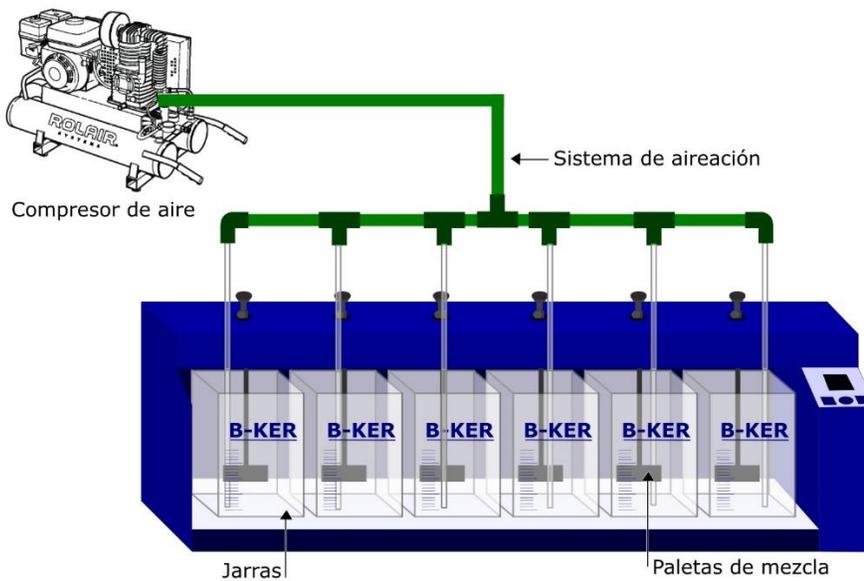


Figura 3.6. Diagrama de distribución del sistema de aireación

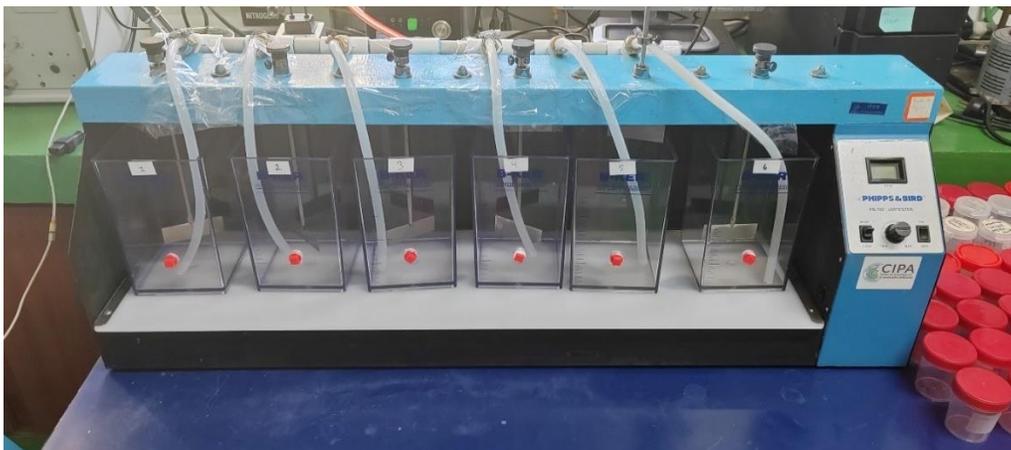


Figura 3.7. Funcionamiento del sistema de aireación y homogenización

Homogenización

La homogenización de las jarras se realizó mediante el mecanismo de mezcla de paletas, proporcionado por el equipo de jarras de la marca Phipps & Bird, el cual se utilizó a un total de 30 rpm, esto para evitar el rompimiento de los gránulos. En la Figura 3.7 se puede ver de forma detallada este sistema.

Ciclos

Para el experimento se utilizó un ciclo de operación de 240 minutos compuesto de las fases descritas en el Cuadro 3.2.

Cuadro 3.2. Ciclo utilizado en la simulación de las jarras

Nombre	Duración (min)	Descripción
1. Alimentación	90	Entrada del lote de 600 mL de agua residual (sistema de aireación apagado).
2. Aireación	120	Proceso de aireación, mediante el encendido del sistema de aireación y las paletas de mezcla.
3. Sedimentación	30	Se sedimentan principalmente los gránulos establecidos, esto mediante el apagado de las paletas de mezcla.
4. Sedimentación extendida	30	Periodo extra de estabilización del agua para la toma de muestra del efluente, debido a la alta turbiedad presente en el agua.

Durante todo el proceso se realizaron mediciones de pH y OD en las seis jarras.

3.2.2 Toma de muestras

Durante el ciclo del experimento se recolectarán un total de nueve muestras por cada jarra, una cada 30 minutos. En cada tiempo de muestreo se tomarán volúmenes de agua residual en frascos de muestreo de 100 mL, para las mediciones de los contaminantes del Cuadro 3.1. A excepción de las muestras tomadas exclusivamente para la medición de coliformes totales, fecales y *Escherichia coli*, las cuales se tomarán en bolsas de muestreo microbiológico estériles.

Se recolectarán volúmenes de agua residual diferentes en cada tiempo de muestreo, debido a que se midieron contaminantes distintos en cada recolección. Además, la medición de cada contaminante requiere de volúmenes diferentes de muestra, debido a las diluciones

realizadas para cumplir con los rangos de detección del método utilizado y los valores esperados en cada tiempo de muestro. En el Cuadro 3.3 se presentan los valores esperados de PO_4^{3-} , $\text{NH}_4\text{-N}$ y, DQO soluble para la jarra 1 y 2 en cada tiempo de muestreo, las diluciones realizadas con agua destilada y el volumen de muestra a recolectar según la caracterización del agua residual.

Cuadro 3.3. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 1 y 2

Contaminante		Tiempos								
		0	30	60	90	120	150	180	210	240
DQO	Valor esperado (mg/L)	<300	<300	<300	<300					<300
	Dilución	-----	-----	-----	-----					-----
	Volumen muestra (mL)	2	2	2	2					2
PO_4^{3-}	Valor esperado (mg/L)	<19			<43		<3		<3	<3
	Dilución	10x			20x		10x		10x	10x
	Volumen muestra (mL)	1			1		1		1	1
$\text{NH}_4\text{-N}$	Valor esperado (mg/L)	<40			<40		<40	<40	<40	<40
	Dilución	250x			250x		250x	250x	250x	250x
	Volumen muestra (mL)	1			1	1	1	1		1
NO_3^{1-}	Valor esperado (mg/L)	<20			<30	<30	<30	<30		<30
	Dilución	1			1	1	1	1		1
	Volumen muestra (mL)	10			10	10	10	10		10

En la Cuadro 3.4 se presentan los valores esperados de PO_4^{3-} , ni-N y, DQO soluble para la jarra 3 y 4 en cada tiempo de muestreo, las diluciones utilizadas y el volumen de muestra a recolectar según la caracterización del agua residual y el lodo fecal.

Cuadro 3.4. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 3 y 4

Contaminante	Tiempos								
	0	30	60	90	120	150	180	210	240
DQO	Valor esperado (mg/L)	<600	<600	<600	<600				<600
	Dilución	-----	-----	-----	-----				-----
	Volumen muestra (mL)	2	2	2	2				2
PO ₄ ³⁻	Valor esperado (mg/L)	<20			<20	<20		<20	<20
	Dilución	20x			20x	10x		10x	10x
	Volumen muestra (mL)	1			1	1		1	1
NH ₄ -N	Valor esperado (mg/L)	<50			<50	<50	<50	<50	<50
	Dilución	250x			250x	250x	250x	250x	250x
	Volumen muestra (mL)	1			1	1	1	1	1
NO ₃ ¹⁻	Valor esperado (mg/L)	<20			<30	<30	<30	<30	<30
	Dilución	1			1	1	1	1	1
	Volumen muestra (mL)	10			10	10	10	10	10

En el Cuadro 3.5 se presentan los valores esperados de PO₄³⁻, NH₄-N y, DQO soluble para la jarra 5 y 6 en cada tiempo de muestreo, las diluciones utilizadas y el volumen de muestra a recolectar según la caracterización del agua residual y el lodo fecal.

Cuadro 3.5. Volúmenes de muestra a recolectar para las jarras 5 y 6

Contaminante	Tiempos								
	0	30	60	90	120	150	180	210	240
DQO	Valor esperado (mg/L)	<800	<800	<800	<800				<800
	Dilución	-----	-----	-----	-----				-----
	Volumen muestra (mL)	2	2	2	2				2
PO ₄ ³⁻	Valor esperado (mg/L)	<20			<20	<20		<20	<20
	Dilución	20x			20x	10x		10x	10x
	Volumen muestra (mL)	1			1	1		1	1
NH ₄ -N	Valor esperado (mg/L)	<50			<50	<50	<50	<50	<50
	Dilución	250x			250x	250x	250x	250x	250x
	Volumen muestra (mL)	1			1	1	1	1	1
NO ₃ ¹⁻	Valor esperado (mg/L)	<20			<30	<30	<30	<30	<30
	Dilución	1			1	1	1	1	1
	Volumen muestra (mL)	10			10	10	10	10	10

Los valores esperados para NO_3^- no superan los 30 mg/L, y debido al rango del método utilizado (0-60 ppm) no se utilizaron diluciones (LaMotte, s.f.).

Para el método de NMP se recolectó un total de 15 mL de muestra, esta fue diluida en un balón de 100 mL con agua peptonada, para tener un factor de dilución de 6,7 adicional al utilizado en el método. Esta dilución se realizó debido a los valores obtenidos en la caracterización del agua residual y los valores teóricos de coliformes totales, fecales y *Escherichia coli* en lodo fecal.

En el Cuadro 3.6 se presentan los tiempos de muestreo, parámetros a medir y el volumen total de muestra.

Cuadro 3.6. Tiempos de muestreo del experimento

Volúmenes de muestra (mL)	Tiempos								
	0	30	60	90	120	150	180	210	240
DQO	2	2	2	2					2
PO_4^{3-}	1			1		1		1	1
$\text{NH}_4\text{-N}$	1			1		1	1	1	1
NO_3^{1-}	10			10	10	10	10		10
Coliformes	15								15
Total	35	4	4	16	12	15	13	4	35

Además, se realizaron mediciones de pH y oxígeno disuelto (OD) durante todos los tiempos de muestreo, sin embargo, estos no fueron regulados en el proceso.

3.3 ANÁLISIS DE DATOS

3.3.1 Curvas y porcentaje de remoción

Se realizó una curva de remoción de los contaminantes en cada tiempo con el promedio de los pares de jarras, para determinar el comportamiento de cada muestra a través del tiempo. En este diagrama se presentan los promedios y la varianza de las réplicas realizadas para cada condición.

Además, se calculó el porcentaje de remoción con el promedio de los pares de jarras en el tiempo cero y al final de cada ciclo, este se calculó mediante la Ecuación 5.

Ecuación 5. Porcentaje de remoción

$$R: \frac{C_f - C_o}{C_o} \times 100$$

Donde;

C_o: concentración inicial del contaminante en el tiempo cero (mg/L)

C_f: concentración del contaminante al final del ciclo (mg/L)

4. RESULTADOS

4.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Los resultados de la caracterización del agua residual de la PTAR del condominio Antares utilizada en el ensayo de laboratorio se encuentran en el Cuadro 4.1, el cual incluye valores de DQO total y soluble, fosfatos, nitratos, ion amonio e indicadores microbiológicos: coliformes fecales y *Escherichia coli*.

Cuadro 4.1. Caracterización del agua residual de la PTAR del condominio Antares

Medición	Concentración
DQO total	517,00 mg/L
DQO soluble	245,00 mg/L
PO ₄ ³⁻	13,90 mg/L
NH ₄ -N	47,00 mg/L
NO ₃ ¹⁻	11,20 mg/L
Coliformes fecales	>10720 NMP/ml
<i>Escherichia coli</i>	>10720 NMP/ml

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LODOS GRANULARES AEROBIOS

En el Cuadro 4.2 se encuentran los resultados de la caracterización de los LAG provenientes de la PTAR de Gamerwolde utilizados en el experimento, este incluye SST y SSV.

Cuadro 4.2. Caracterización de los lodos aerobios granulares

Medición	Concentración
SST	41500 mg/L
SSV	38600 mg/L

4.3 CARACTERIZACIÓN DE LODOS FECALES

En el Cuadro 4.3 se identifican las características de los lodos fecales utilizados en el ensayo de laboratorio del tanque séptico de uso doméstico muestreado.

Cuadro 4.3. Caracterización de los lodos fecales

Medición	Concentración
DQO total	11450 mg/L
DQO soluble	2320 mg/L
PO ₄ ³⁻	83 mg/L
NH ₄ -N	241 mg/L
NO ₃ ¹⁻	10 mg/L
SST	24025 mg/L
SSV	19050 mg/L

4.4 RESULTADOS ENSAYOS DE LABORATORIO

4.4.1 Parámetros de operación

A continuación, en el Cuadro 4.4 se presentan los valores utilizados y obtenidos para el cálculo de la relación A/M para cada par de jarras, teniendo en cuenta una alícuota de 200 mL de gránulos, 600 mL de agua residual y un MLSS en todas las jarras de 10,40 g/L.

Cuadro 4.4. Relación A/M para cada jarra

Jarra	DQO (mg/L)	A/M
1 y 2 (AR)	245	0,11
3 y 4 (AR+1%LF)	570	0,25
5 y 6 (AR+4%LF)	770	0,33

En el Cuadro 4.5 se encuentran los valores reportados de OD y pH reportado para todos los tiempos de medición.

Cuadro 4.5. OD y pH de las jarras durante el experimento

Jarra	Fase del ciclo	OD (mg/L)	pH
1 y 2 (AR)	Alimentación	1,85±0,15	7,20±0,29
	Aireación	8,19±0,09	7,18±0,01
	Sedimentación	5,98±0,12	7,16±0,08
3 y 4 (AR+1%LF)	Alimentación	1,20±0,12	7,16±0,21
	Aireación	6,33±0,15	7,22±0,11
	Sedimentación	4,10±0,13	7,19±0,02
5 y 6 (AR+4%LF)	Alimentación	0,85±0,11	7,10±0,21
	Aireación	5,50±0,22	7,17±0,36
	Sedimentación	3,56±0,18	7,21±0,16

4.4.2 Remoción de contaminantes

En el Cuadro 4.6 se identifican los promedios de las concentraciones iniciales, finales y porcentajes de remoción de los distintos contaminantes para las jarras 1 y 2, las cuales contienen 200 mL de LAG y 600 mL agua residual utilizada sin LF.

Cuadro 4.6. Remoción de contaminantes para la jarra 1 y 2

Contaminante	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
DQO soluble	245,00±21,21	97,50±0,71	60,2%
PO ₄ ³⁻	13,95 ±0,21	1,45±0,49	89,6%
NH ₄ -N	45,86±0,90	25,84±0,00	43,7%
NO ₃ ¹⁻	12,30±1,56	25,00±7,07	No aplica

En el Cuadro 4.7 se identifican los promedios de las concentraciones iniciales, finales y porcentajes de remoción de los distintos contaminantes para las jarras 3 y 4, las cuales contienen 200 mL de LAG y una concentración de lodo fecal 1% v/v (6 mL de LF) del agua residual (AR) utilizada (600ml).

Cuadro 4.7. Remoción de contaminantes para la jarra 3 y 4

Contaminante	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
DQO soluble	570,00±14,14	204,50±21,92	64,1%
PO ₄ ³⁻	16,70±0,14	5,65±0,21	66,2%
NH ₄ -N	61,37±0,00	25,82±3,08	57,9%
NO ₃ ¹⁻	12,70±0,42	12,00±1,41	5,5%

En el Cuadro 4.8 se identifican los promedios de las concentraciones iniciales, finales y porcentajes de remoción de los distintos contaminantes para las jarras 5 y 6, las cuales contienen 200 mL de LAG y una concentración de lodo fecal 4% v/v (24 mL de LF) del agua residual utilizada (600 mL).

Cuadro 4.8. Remoción de contaminantes para la jarra 5 y 6

Contaminante	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
DQO soluble	770,00±14,14	390,00±25,45	49,4%
PO ₄ ³⁻	18,20±0,28	8,90±2,26	51,1%
NH ₄ ¹⁺ -N	58,14±4,57	31,20±1,55	46,3%
NO ₃ ¹⁻	13,90±0,14	6,00±1,41	56,8%

4.4.3 Curvas de remoción

A continuación, en la Figura 4.1, 4.2, 4.3 y 4.4 se encuentran las curvas de remoción para los contaminantes de DQO soluble, PO_4^{3-} , $\text{NH}_4^{1+}\text{-N}$, y NO_3^{1-} respectivamente, para las jarras 1 y 2 (únicamente AR), 3 y 4 (AR+ LF 1% v/v), 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).

Figura 4.1. Curva de remoción del DQO soluble para distintas concentraciones de lodo fecal

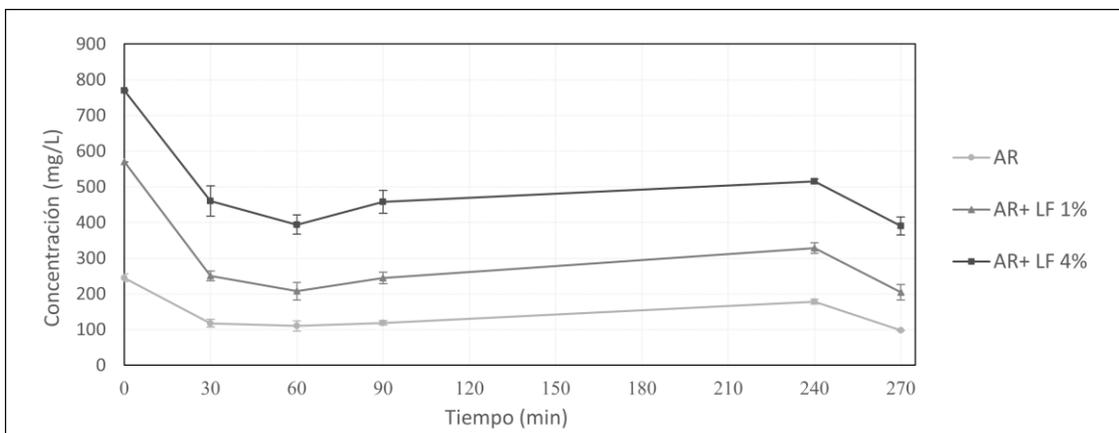


Figura 4.2. Curva de remoción del PO_4^{3-} para distintas concentraciones de lodo fecal

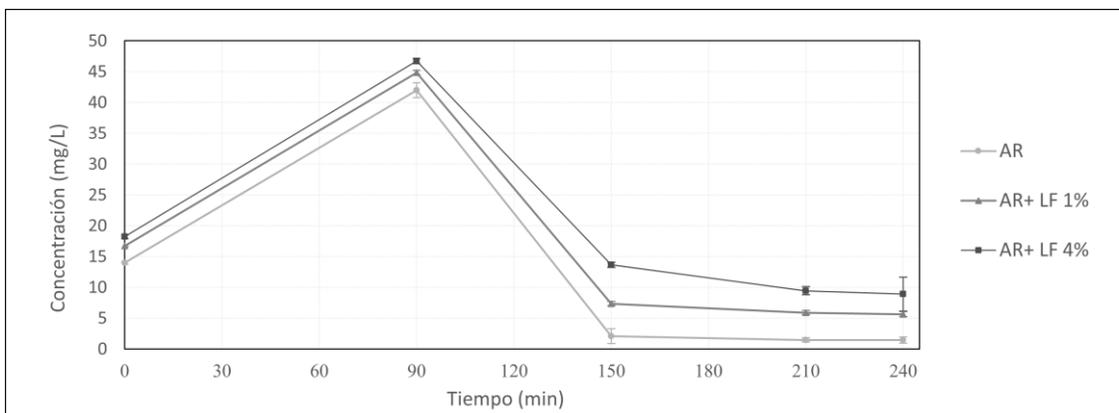


Figura 4.3. Curva de remoción del $\text{NH}_4^{1+}\text{-N}$ para distintas concentraciones de lodo fecal

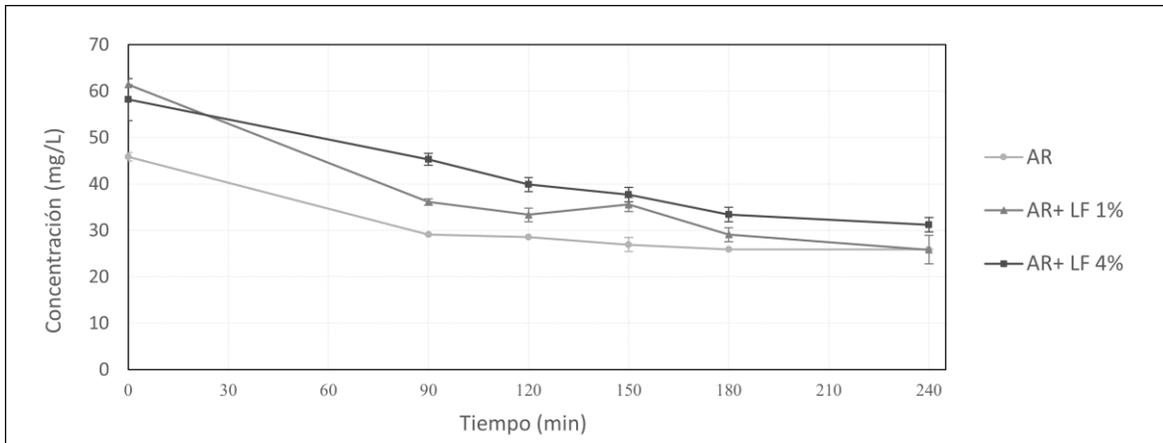
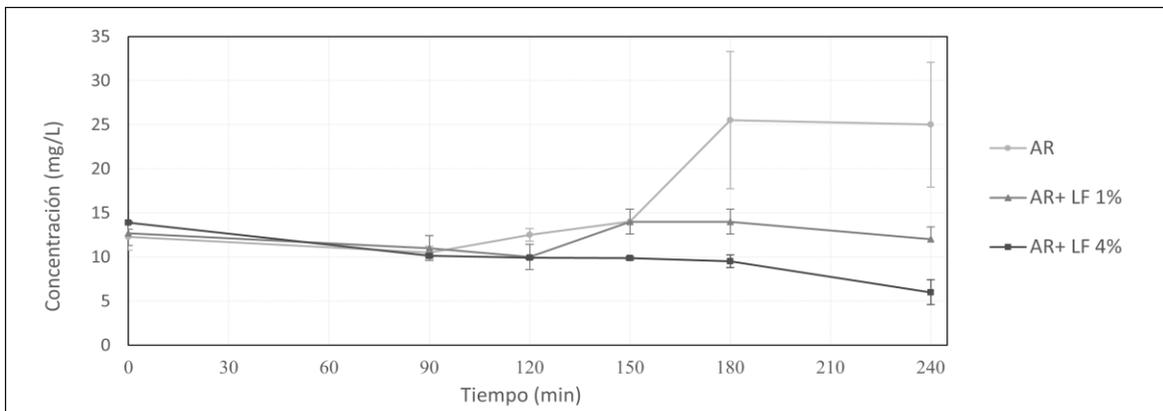


Figura 4.4. Curva de remoción del NO₃¹⁻ para distintas concentraciones de lodo fecal



En el Cuadro 4.7 se encuentran los resultados de las medias y desviaciones estándar para cada una de las pruebas y los parámetros analizados

4.4.4 Indicadores microbiológicos

Los viales utilizados para las pruebas presuntivas obtuvieron resultados positivos, por lo que para la prueba de coliformes fecales se tomaron en cuenta todas las réplicas planteadas por el método utilizado. A continuación, en el Cuadro 4.9, 4.10, y 4.11 se encuentran los porcentajes de remoción para los indicadores microbiológicos de coliformes fecales y *Escherichia coli* respectivamente, para las jarras 1 y 2 (únicamente AR), 3 y 4 (AR+ LF 1% v/v), 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).

Cuadro 4.9. Remoción de coliformes fecales y *Escherichia coli* para la jarra 1 y 2.

Jarra	Indicador microbiológico	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
1	Coliformes fecales	>10720 NMP/ml	>10720 NMP/ml	No aplica
	<i>Escherichia coli</i>	>10720 NMP/ml	214 NMP/ml	98,0%
2	Coliformes fecales	>10720 NMP/ml	>10720 NMP/ml	No aplica
	<i>Escherichia coli</i>	>10720 NMP/ml	168 NMP/ml	98,4%

Cuadro 4.10. Remoción de coliformes fecales y *Escherichia coli* para la jarra 3 y 4.

Jarra	Indicador microbiológico	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
3	Coliformes fecales	>10720 NMP/ml	2948 NMP/ml	72,5%
	<i>Escherichia coli</i>	>10720 NMP/ml	255 NMP/ml	97,6%
4	Coliformes fecales	>10720 NMP/ml	1005 NMP/ml	90,6%
	<i>Escherichia coli</i>	>10720 NMP/ml	114 NMP/ml	98,9%

Cuadro 4.11. Remoción de coliformes fecales y *Escherichia coli* para la jarra 5 y 6.

Jarra	Indicador microbiológico	Concentración inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Remoción
5	Coliformes fecales	10720 NMP/ml	2948 NMP/ml	72,5%
	<i>Escherichia coli</i>	10720 NMP/ml	114 NMP/ml	98,9%
6	Coliformes fecales	10720 NMP/ml	2948 NMP/ml	72,5%
	<i>Escherichia coli</i>	10720 NMP/ml	80 NMP/ml	99,2%

5. DISCUSIÓN

5.1 CARACTERIZACIÓN DE MUESTRAS

5.1.1 Lodo Aerobio Granular (LAG)

De acuerdo con la metodología utilizada en el ensayo experimental se utilizó un total de 200 mL de LAG, por lo que la concentración de biomasa reportada en el reactor en función de los SST y SSV es 10,40 g/L (sólidos en suspensión de licor mixto) y 9,60 g/L respectivamente. Además, se reporta una relación SST: SSV de 0,93, lo cual representa la biomasa de microorganismos activos en los gránulos utilizados en el experimento, similar a lo reportado por Barrios-Hernández et al. (2020) con valores de 0,81 para un reactor LAG.

5.1.2 Agua residual

De acuerdo con los resultados obtenidos de la caracterización del agua residual presentes en el Cuadro 4.1, se determina que la composición del agua residual del

condominio Antares es de una concentración media en relación con los parámetros de DQO total. Se reportó un valor de 517 mg/L de DQO total que coincide con el promedio de 500 mg/L indicado por Metcalf y Eddy (2003). Sin embargo, los valores obtenidos de DQO soluble, PO_4^{3-} , $\text{NH}_4\text{-N}$ y NO_3^{1-} son mayores a los reportados por el autor para aguas residuales municipales.

Los valores reportados en la caracterización del agua de DQO soluble, PO_4^{3-} , y $\text{NH}_4\text{-N}$, corresponden a valores típicos de aguas residuales municipales con aportes menores de efluentes industriales (Henze y Comeau, 2017). Se determinó un valor de 245 mg/L de DQO soluble, 13,90 mg/L de PO_4^{3-} y 47 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$ el cual coincide con los valores reportados por Henze y Comeau (2017), para una concentración media-alta de aguas residuales municipales con aportes menores de efluentes industriales.

La concentración de NO_3^{1-} obtenida (11,20 mg/L) no coincide con ninguna de las caracterizaciones reportadas por Henze y Comeau (2017) y Metcalf y Eddy (2003), esto debido a que el contenido principal de nitrógeno en aguas residuales domésticas es en forma amoniacal y de nitrógeno orgánico. Por otra parte, el nitrato es un producto de la oxidación del amonio, el cual no se suele encontrar en aguas residuales municipales, por lo que su presencia indica una contaminación en el curso del agua (von Sperling, 2007).

Respecto a los parámetros microbiológicos, las diluciones utilizadas para el método de Número Más Probable (NMP) no fueron lo suficientemente precisas para determinar la concentración exacta de coliformes fecales y *Escherichia coli* en el agua residual por lo que se reporta un valor igual o mayor a $1,07 \times 10^4$ NMP/100ml para ambos indicadores microbiológicos. Los valores reportados de NMP para agua residual ordinaria varían desde 1×10^4 a 1×10^{10} NMP (Ramírez, 2020).

5.1.3 Lodo fecal séptico

De acuerdo con los resultados obtenidos de la caracterización del LF presentes en el Cuadro 4.3, se determina que la composición del LF séptico utilizado en el ensayo de laboratorio es un lodo poco digerido de concentración baja, en relación con los parámetros de DQO total y DQO soluble. Se reportó un valor de 11450 mg/L de DQO total lo cual coincide con el valor de 10000 mg/L indicado por Dangol (2013) y Hoojijmans et al. (2013)

en el Cuadro 2.2. El valor de 2320 mg/L de DQO soluble concuerda con el porcentaje reportado por Roeleveld et al. (2002), siendo el del lodo analizado 20,3% del DQO total y el reportado para lodos sépticos no digeridos un 15,0%.

La concentración de PO_4^{3-} obtenida (83 mg/L) no coincide con ninguna de las concentraciones reportadas por Niwagaba et al. (2014) para lodos fecales digeridos y sin digerir (0,73-1,00 mg/L) en el Cuadro 2.2. Esto se debe principalmente a la composición del agua afluyente a la unidad de almacenamiento, la cual es compuesta principalmente por aguas grises provenientes de las duchas, lavatorios y cocina con grandes aportes de fosfatos de productos de limpieza y cuidado personal (Salguero, 2012).

Los valores reportados en la caracterización del LF de $\text{NH}_4\text{-N}$ y NO_3^{1-} corresponden a valores típicos de LF en tanques sépticos de acuerdo con el Cuadro 2.2 adaptado de Niwagaba et al. (2014). Se determinó un valor de 241 mg/L para el $\text{NH}_4\text{-N}$ y 10 mg/L de NO_3^{1-} los cuales se encuentran en el rango de 150-1200 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$ (Koné y Strauss, 2004) y 0,20-21,00 mg/L de NO_3^{1-} (Koottatep, 2006).

Por otra parte, los valores obtenidos de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) son relativamente altos para un lodo poco digerido de concentración media, esto debido al bajo tiempo de almacenamiento del tanque el cuál se reconoció de un año. Se determinaron concentraciones de 24025 mg/L de SST y 19050 mg/L de SSV, las cuales indican el inicio de un proceso de digestión en el tanque séptico (Daija et al., 2015) y la influencia de residuos de comida en el tanque como semillas, granos y cáscaras (Loustarinen y Rintala, 2006).

5.2 REMOCIÓN DE CONTAMINANTES

A continuación, se analizarán la remoción de contaminantes, para las jarras 1 y 2 que contienen únicamente AR, 3 y 4 con la mezcla AR con un 1% v/v de LF; y 5 y 6 con la mezcla AR con 4% v/v de LF. El ciclo consta de cuatro fases con una duración total de 270 minutos, el cual se describe en el Cuadro 3.2.

5.2.1 Jarras 1 y 2 (únicamente AR)

DQO soluble

De acuerdo con el Cuadro 4.6 el DQO soluble de ambos reactores se redujo desde una concentración inicial de $245,00 \pm 21,21$ mg/L hasta una concentración final del efluente de $97,50 \pm 0,71$ mg/L. Se removió un total de 147,50 mg/L el cual representa un porcentaje de remoción del 60,2%. La remoción del DQO soluble se realizó en su mayoría durante la fase de alimentación de acuerdo con la Figura 4.1, esto concuerda con los datos relacionados al funcionamiento de los LAG, en los cuales la degradación del DQO soluble se da principalmente en la etapa de alimentación anaerobia (de Kreuk et al., 2010).

Para el minuto 60, la concentración de DQO soluble alcanzó un valor de $118,50 \pm 6,36$ mg/L. Sin embargo, para el final del ciclo (240 min), luego de la etapa de sedimentación se reporta un aumento de la concentración de 59,50 mg/L de DQO soluble (concentración de $178,00 \pm 7,07$ mg/L en el efluente), lo cual se puede observar en la Figura 4.1 a partir del minuto 90. Esto se atribuye al mezclado completo provocado por las aspas, lo cual es un aspecto operativo del experimento realizado y no de los sistemas LAG convencionales (Sousa et al., 2022). Por esta razón se decidió dar 30 minutos extra de sedimentación para conocer la concentración final real de DQO soluble en el efluente que fue de $97,50 \pm 0,71$ mg/L.

El porcentaje de remoción alcanzado de 60,2% es bajo en comparación con los reportados por distintos autores para la tecnología LAG, los cuales alcanzan valores entre el 86 a un 98 % (Tiron et al., 2015). El bajo porcentaje de remoción de DQO observado se puede relacionar a tres factores distintos: tiempo de refrigeración en que los gránulos estuvieron almacenados, ausencia de una etapa anaerobia ($DO = 0$ mg/L) y la relación alimento y microorganismos (relación A/M), como se elabora a continuación.

a. Tiempo de refrigeración (almacenamiento)

Los gránulos utilizados en el experimento fueron refrigerados un tiempo total de dos meses y medio, antes de dar inicio con la etapa de aclimatación. Las bajas tasas de remoción de DQO se relacionan al tiempo de almacenamiento de los gránulos. Duarte et al. (2021)

reporta eficiencias de remoción de hasta un 53% para gránulos almacenados a 4 °C durante periodos de más de dos meses.

La eficiencia de remoción aumenta conforme el tiempo de aclimatación, teniendo en cuenta ciclos completos, condiciones de operación controlables y dentro de los parámetros estándares (Duarte et al., 2021). Sin embargo, los gránulos utilizados en el presente experimento tuvieron un periodo de aclimatación discontinuo, además, parámetros como pH y OD no fueron controlados, ya que, no se contaba con un sistema cerrado con recirculación de aire/nitrógeno, ni sensores para la medición continua de ambos parámetros. Por ende, en nuestro caso se realizó una reactivación trunca de los gránulos en comparación con los datos reportados por Duarte et al. (2021) en donde a los 20 días de reactivación se reportan eficiencias de remoción de hasta de un 90%.

b. Ausencia de un etapa anaerobia

Debido a las circunstancias operacionales del experimento, el OD medido durante la fase de alimentación de las jarras 1 y 2 fue mayor al utilizado en la PTAR de donde los gránulos fueron formados, cambiando así su funcionamiento. Esto se debe en parte a que en el punto de recolección de la muestra de AR (entrada de la PTAR) se encuentra en estado de turbulencia, promoviendo de esta forma la aireación del agua (Lebrero et al., 2011), además del funcionamiento propio del sistema de jarras, que son compartimentos pequeños abiertos no controlados, provocando que durante el periodo de alimentación el OD llegase a valores de $1,85 \pm 0,15$ mg/L, siendo el recomendado de 0 mg/L (Yuan y Gao, 2010). Esto limita el funcionamiento del grupo de bacterias estrictamente anaerobias, las cuales se estima se encuentran en el núcleo de gránulo, (de Kreuk y van Loosdrecht; 2004), reduciendo de esta forma la remoción de materia orgánica en el sistema.

c. Relación A/M

La relación alimento y microorganismos (relación A/M) calculada a través de la Ecuación 4 en el reactor fue baja, obteniéndose un valor de 0,10 kgDQO /kgSST-día , la cual según de Kreuk (2022) recomienda mantener entre 0,10-3,00 kgDQO /kgSST-día para poder tener una correcta remoción del DQO de degradación rápida. Basado en los valores obtenidos

las remociones de contaminantes esperadas serían moderadas, concordando con los resultados de este experimento.

Fosfato (PO_4^{3-})

De acuerdo con el Cuadro 4.6, el PO_4^{3-} en ambas jarras se removió un 89,6%. Durante la fase de alimentación se dio una liberación de fosfatos de 29,00 mg/L, para una concentración total en las jarras de $41,95 \pm 1,20$ mg/L, y una tasa de liberación de PO_4^{3-} de 0,19 mg PO_4^{3-} -P/mg DQO soluble (ver comportamiento en Figura 4.2). De acuerdo con Terna et al. (2022) este valor es menor al esperado por la literatura que es 2,60-23,00 mg PO_4^{3-} / mg DQO soluble, relacionándose así al limitado aprovechamiento de la materia orgánica medida como DQO anteriormente explicado durante la fase de alimentación que no fue anaeróbica.

A pesar de la presencia de oxígeno, se rescata que ocurrió una mínima liberación de PO_4^{3-} , la cual mejoraría si se hubiese sometido a condiciones completamente anaerobias. Esto por medio de los mecanismo conocidos de LAG, donde los gránulos al formar PHA utilizan el DQO disponible como aceptor de electrones, y la energía necesaria para este procedimiento es obtenida de los polifosfatos almacenados, que al utilizarse producen una liberación de fósforo (Terna et al., 2022).

Durante la fase aerobia se dio la toma de fosfatos, pasando de 42,80 mg/L a $1,45 \pm 0,49$ mg/L en un total de dos horas, esto se debe a que los PAOs utilizan el oxígeno y formas de nitrógeno como aceptores de electrones para la restauración de los polifosfatos utilizados (Gilda et al., 2007) (ver comportamiento en Figura 4.2). La tasa de remoción de fosfato de los gránulos calculada en este estudio es de 20,68 mg PO_4^{3-} -P /L/h, el cual está dentro de los valores reportados por van Loosdrecht (2022)., la cual ronda entre 5-20 mg PO_4^{3-} -P /L/h.

Amonio (NH_4-N)

De acuerdo con el Cuadro 4.6, el NH_4-N de ambas jarras se redujo de una concentración de $45,86 \pm 0,90$ mg/L a una concentración final del efluente de $25,84 \pm 0,00$ mg/L. Se removió un total de 20,02 mg/L, el cual representa un porcentaje de remoción del 43,7%. Durante la fase de alimentación no se espera una transformación del amonio a otra especie nitrogenada. Sin embargo, ocurrió una disminución de la concentración de NH_4-N en las jarras (ver Figura 4.3, primeros 90 minutos) la cual fue de 16,79 mg/L. Esto es posible

debido a la presencia de OD ($1,85 \pm 0,15$ mg/L) durante la etapa de alimentación, causando así un proceso de nitrificación no esperado por parte de bacterias nitrificantes y la absorción de amonio por parte de la matriz del granulo (Fan et al., 2018).

En la fase aireación del ciclo se realizó la remoción del amonio en la jarra a través del proceso de nitrificación, donde el oxígeno se utiliza como aceptor de electrones. La remoción total reportada en esta fase fue de 2,50 mg/L (ver comportamiento en Figura 4.3), la cual es baja, comparada con la nitrificación máxima esperada debido a la alta concentración de OD medido durante la fase aerobia ($8,19 \pm 0,09$ mg/L) de acuerdo con lo reportado por Gilda et al. (2007) para reactores LAG. La baja nitrificación se atribuye a una consecuencia del tiempo de refrigeración utilizado, lo cual tiene una afectación negativa en la actividad de las bacterias oxidantes del amoniaco (AOB) presentes en la capa más externa de los gránulos. Esto sumado al proceso de reactivación (aclimatación) irregular causo un bajo rendimiento de las bacterias AOB de los gránulos, lo cual coincide con los valores reportados por Duarte et al. (2021), con porcentajes de remoción del 43 % para bacterias con tiempos mayores a dos meses de almacenamiento a 4°C.

Nitrato (NO_3^{1-})

De acuerdo con el Cuadro 4.6, el NO_3^{1-} de ambas jarras incrementó de una concentración de $12,30 \pm 1,56$ mg/L a una concentración final del efluente de $25,00 \pm 7,07$ mg/L. La concentración aumento un total de 12,70 mg/L. Durante la fase de alimentación se dio una reducción de la concentración de nitrato, paso de $12,30 \pm 1,56$ mg/L a $10,50 \pm 0,70$ mg/L (ver comportamiento en Figura 4.4), debido al proceso de desnitrificación, causado por la capacidad desnitrificante dentro de los gránulos al estar expuestos a nitratos provenientes del agua residual y el lodo fecal (Qin y Liu, 2006).

En la etapa de aireación de las jarras el proceso de nitrificación continuó debido a la concentración de OD en el agua residual, la concentración de NO_3^{1-} paso de $10,50 \pm 0,70$ mg/L a $25,00 \pm 7,07$ resultando en un aumento de 14,50 mg/L (ver comportamiento en Figura 4.4). Además, no hubo una reducción de la concentración de nitratos en la fase de sedimentación, esto debido a que no se presentaron condiciones ideales para la desnitrificación, ya que los valores de OD presentes ($5,98 \pm 0,12$ mg/L) estuvieron muy alejados de lo requerido (0 mg/L) para permitir este proceso en las jarras (Yuan y Gao, 2010).

Indicadores microbiológicos

De acuerdo con los resultados presentados en el Cuadro 4.9, las diluciones utilizadas para el método de Número Más Probable (NMP) no fueron suficientes para poder determinar la concentración de coliformes fecales en el afluente y efluente de las jarras 1 y 2, se reportan valores mayores de $1,07 \times 10^4$ NMP/100ml para ambos casos. Por otra parte, se observa una remoción de al menos un 98% y 98,4% de la bacteria *Escherichia coli* para la jarra 1 y 2, utilizando como valor inicial $>1,07 \times 10^4$ NMP/100 mL en el afluente a 214 NMP/100 ml y 168 NMP/ml respectivamente. Esta reducción es coherente con los datos reportados por van der Drift et al. (1977) en donde existen remociones de hasta dos órdenes para tiempos de 4 h en sistemas de lodos activados. De acuerdo con McCambridge y McMeekin (1980) estas reducciones se deben a procesos de depredación causados por protozoos, ciliados y bacteriófagos presentes en los gránulos y el agua residual, valores similares fueron reportados por Barrios-Hernández et al. (2020) para reactores LAG con lodo fecal sintético.

5.2.2 Jarras 3 y 4 (AR+ LF 1% v/v)

DQO soluble

De acuerdo con el Cuadro 4.7, el DQO soluble de ambas jarras se redujo un total de 365,50 mg/L el cual representa un porcentaje de remoción del 64,1%. La remoción del DQO soluble se realizó durante la fase de alimentación de acuerdo con la Figura 4.1, similar al comportamiento identificado en las jarras 1 y 2 (únicamente AR) para todo el ciclo. Para el minuto 60 la concentración de DQO soluble alcanzó un valor de $207,50 \pm 24,75$ mg/L. Sin embargo, para el final del ciclo (240 min), luego de la etapa de sedimentación se reporta un aumento de la concentración de 121,00 mg/L de DQO soluble, lo cual se observa en la Figura 4.1 a partir del minuto 90, comportamiento que se registra muy similar al presentado en las jarras 1 y 2.

El porcentaje de remoción (64,1%) es mayor a los resultados del blanco del experimento (jarras 1 y 2). Esto se puede deber principalmente al aumento de la accesibilidad del DQO de degradación rápida, proveniente de la descomposición del DQO de los lodos fecales a (Haaksman et al., 2020). A pesar de tener una mayor remoción de DQO soluble en comparación con las jarras 1 y 2 (AR) de acuerdo con los datos reportados para el efluente ,

hay una diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 3 y 4 en comparación con las jarras 1 y 2, denotando de esta forma un detrimento en la calidad del efluente dos veces mayor, el cual se ve asociado a los factores operacionales del experimento y al aumento de la carga orgánica relacionada a los lodos fecales (Barrios-Hernández et al, 2020).

Fosfato (PO_4^{3-})

Se dio una remoción de 11,10 mg/L de PO_4^{3-} para ambos reactores que contenían AR y un 1% de LF v/v, el cual representa un porcentaje de remoción del 66,2% (Cuadro 4.7). Durante la fase de alimentación se dio una liberación de fosfatos de 28,15 mg/L para una tasa de liberación de PO_4^{3-} de 0,08 mg PO_4^{3-} -P/mg DQO soluble el cual es bajo cuando se relaciona con la teoría de la baja relación A/M en las jarras de 0,25 kgDQO /kgSST (de Kreuk, 2022).

De acuerdo con Wu et al (2018), al tener mayores relaciones A/M se favorece la liberación de fósforo por parte de los gránulos. Sin embargo, a pesar de que la relación A/M de las jarras 3 y 4 (AR+ LF 1% v/v) es mayor al de las jarras 1 y 2 (0,10 kgDQO /kgSST-día), no se observó una mayor liberación de fósforo. La cantidad de fosfato liberado por parte de los gránulos puede verse disminuido por la presencia de nitratos en el AR, ya que las PAO compiten con las bacterias desnitrificantes por el acceso a materia orgánica (Janczukowicz et al., 2011)

Durante la fase aerobia se dio la toma de fosfatos, pasando de $44,85 \pm 0,35$ mg/L a $5,65 \pm 0,21$ mg/L en un total de dos horas, dando como resultado una tasa de remoción de fosfatos de los gránulos de 19,60 mg PO_4^{3-} -P /L/h (ver comportamiento en Figura 4.2), el cual está dentro de los valores reportados por van Loosdrecht (2022), la cual ronda entre 5-20 mg PO_4^{3-} -P /L/h, indicando actividad por parte de los PAOs.

El porcentaje y la tasa de remoción de fosfatos son menores comparados con las jarras 1 y 2 y los valores reportados por Cassidy y Belia (2005) (90-99% de remoción), este comportamiento se relaciona los factores de la concentración de OD en el agua y a la presencia de nitratos en el AR y LF, como se elabora a continuación:

1. En la etapa aerobia del experimento el valor de OD en las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) es de $6,33 \pm 0,15$ mg O₂/L, siendo menor comparado con el valor reportado de las jarras 1 y 2 ($8,90 \pm 0,09$ mg O₂/L). Las PAO utilizan el oxígeno

como donador de electrones en la transformación de fosfato a polifosfatos, por lo que al existir una menor concentración de OD en las jarras se limita la formación de este compuesto (Terna et al., 2022).

2. La concentración de NO_3^- en las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) es de 12,70 mg/L, el cual es mayor a lo reportado para las jarras 1 y 2 (AR). La baja remoción de fosfatos y la existencia de un proceso de desnitrificación en la fase de alimentación de las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) son consecuencia de la competencia entre las bacterias PAO y las bacterias desnitrificantes por el acceso al DQO soluble de acuerdo con Janczukowicz et al. (2011).

De acuerdo con los resultados reportados para los efluentes, existe una diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 3 y 4 en comparación con las jarras 1 y 2, denotando de esta forma un detrimento en la calidad del efluente, el cual se ve asociado a los factores operacionales del experimento y al aumento de contaminantes relacionados a los lodos fecales.

Amonio (NH_4^+-N)

En las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) se removió un total 57,9% de NH_4-N . El proceso de remoción fue similar a reportada en jarra 1 y 2. Durante la fase de alimentación hubo un proceso de nitrificación debido a el OD disuelto disponible y la absorción de amonio por parte de la matriz del granulo (Fan et al., 2018). Además, en la fase de aireación del ciclo se realizó la remoción del amonio en la jarra a través del proceso de nitrificación. La remoción total reportada en esta fase fue de 7,96 mg/L, la cual es baja en relación con lo reportado por Gilda et al. (2007) para reactores LAG. La baja nitrificación se debe a los mismas razones reportadas para las jarras 1 y 2 (AR)

Un aumento en la relación DQO/N favorece el proceso de nitrificación, debido a que tiene efectos positivos a las comunidades microbianas nitrificantes (Phanwilai et al., 2020). Esto se vio reflejado en la remoción de NH_4-N para las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v), que fue mayor en comparación con la reportada para las jarras 1 y 2 (AR), con relaciones de DQO/N de 5,41 y 1,91, respectivamente.

De acuerdo con los datos obtenidos de los efluentes de las jarras, existe una diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 3 y 4 en comparación con las jarras 1 y 2, denotando de esta forma un detrimento en la calidad del efluente causado por la presencia de LF.

Nitrato (NO_3^{1-})

El NO_3^{1-} de ambas jarras (AR+LF 1% v/v) disminuyó un total 0,70 mg/L para un porcentaje de remoción del 5,5 %. Durante la fase de alimentación se dio una reducción de la concentración de nitrato, paso de $12,70 \pm 1,56$ mg/L a $11,00 \pm 1,41$ mg/L (Figura 4.4), debido a la presencia de un proceso de desnitrificación, causado por la exposición de los gránulos a nitratos provenientes del sustrato (Qin y Liu, 2006).

Hubo una reducción medible de la concentración de nitratos de 2 mg/L en la fase de sedimentación, la cual no se presentó en las jarras 1 y 2, esto debido a la diferencia de DQO/N (5,41) presente en las jarras con LF en comparación con las jarras 1 y 2 (1,91), ya que de acuerdo con Wang et al. (2019) valores mayores de DQO/N tienen efectos positivos en la estabilidad microbiana desnitrificante, repercutiendo de esta forma en mayores porcentajes de remoción.

De acuerdo con los datos de los resultados del efluente, no existe una diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 3 y 4 en comparación con las jarras 1 y 2, denotando de esta forma una mejora en la calidad del efluente, debido al aumento en la relación DQO/N.

Indicadores microbiológicos

Según los datos reportados en el cuadro 4.10, a diferencia de los resultados obtenidos en las jarras 1 y 2, los resultados obtenidos para coliformes fecales fueron medibles. Se reporta una remoción de coliformes fecales del 72,5 % y 90,6% para las jarras 3 y 4 respectivamente, pasando de $>1,07 \times 10^4$ NMP/100ml a 2948 NMP/100ml y 1005 NMP/100ml. El incremento de la sensibilidad del método es debido a un posible aumento de los protozoos, ciliados y bacteriófagos adicionales provenientes del LF, el cual suele tener concentraciones altas de estos tipos de microorganismos (NWSC, 2008). En relación con la remoción de *Escherichia coli*, se obtuvieron valores similares a las reportadas en las jarras 1 y 2, con porcentajes de remoción del 97,6% y el 98,9%.

5.2.3 Jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).

DQO soluble

En el ciclo de tratamiento AR y 4% LF v/v se removieron 380,00 mg/L de DQO soluble (Cuadro 4.8). La remoción del DQO soluble se realizó durante la fase de alimentación con un mínimo de concentración en el minuto 60, de acuerdo con la Figura 4.1, similar al comportamiento identificado en las jarras 1 y 2 (únicamente AR) y jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) para todo el ciclo. Asimismo, se da un aumento de la concentración de DQO soluble de 120,74 mg/L después del minuto 90, relacionado a las condiciones operativas del experimento y previamente detallado en jarras 1 y 2.

El porcentaje de remoción alcanzado es de 49,4%, el cual es menor a los resultados del blanco del experimento (jarras 1 y 2) y de las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v), esto se debe principalmente al aumento en la concentración de DQO en las jarras por el volumen de LF añadido (LF 4% v/v). A pesar de tener una mayor cantidad de DQO en el afluente, se removió un total similar al de las jarras 3 y 4 (380 mg/L para jarra 5 y 6, y 365 mg/L para jarra 3 y 4) demostrando una mejora en la actividad microbiana de los PAOs en la toma de materia orgánica cuando se trabaja en condiciones anaerobias, y un efecto positivo del uso de LFs como sustrato cargado para crear condiciones anaerobias en el sistema, que en este pasó de $1,85 \pm 0,15$ a $1,20 \pm 0,12$ y $0,85 \pm 0,11$ para solo AR, 1% y 4% de LFs, respectivamente.

Por otra parte, de acuerdo con los datos reportados, la diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 5 y 6 (LF 4% v/v) en comparación con las jarras 1 y 2 (solamente AR) y las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v) demuestra un detrimento en la calidad del efluente cuatro veces mayor a las anteriores.

Fosfato (PO_4^{3-})

De acuerdo con el Cuadro 4.8, la remoción total del PO_4^{3-} /L se redujo en comparación con las otras dos pruebas, pasando de un 89,6% en la jarra 1 y 2, a un 66,2% y 51,1% cuando se agregó 1 y 4% de LF, respectivamente.

Durante la fase de alimentación en las jarras 5 y 6 (LF 4% v/v) se dio una liberación de fosfatos de 28,50 mg/L, con una baja tasa de liberación de PO_4^{3-} de 0,08 mg PO_4^{3-} /mg DQO soluble (Terna et al., 2022). La cantidad de fosfato liberado en estas jarras es similar al

liberado por las jarras 1 y 2 (únicamente AR) y las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v), que se relaciona con el mecanismo de consumo de DQO explicado anteriormente. Debido a que se dio un mayor consumo de DQO soluble que en Jarras 3 y 4, pero no se dio un aumento en el fósforo liberado, se cree que los microorganismos responsables del consumo de DQO pudieron haber sufrido cambios en su metabolismo causadas por la ya comentada ausencia de la etapa anaerobia (van Loosdrecht, 2022) y por cambios en la relación P-mol/C-mol (Welles et al., 2017), por lo que se recomienda estudiar más a fondo su comportamiento basado en dicha relación.

Durante la fase aerobia se dio la toma de fosfatos, con una tasa de remoción de 18,90 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ /L/h (ver comportamiento en Figura 4.2), encontrándose dentro del rango 5-20 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ /L/h (van Loosdrecht, 2022). El porcentaje y la tasa de remoción de fosfatos son menores comparados con las jarras 1 y 2 y las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v). Lo que en parte confirma el comportamiento previo, donde las bacterias acumuladoras de fósforo cambian su metabolismo hacia el comportamiento de las GAO, absorbiendo materia orgánica, relajando fósforo, pero no lo toman más durante la aireación (Welles et al., 2017).

De acuerdo con los datos reportados de los efluentes existe una diferencia entre la calidad del efluente de las jarras 5 y 6 (LF 4% v/v) en comparación con las jarras 1 y 2 (AR únicamente), y las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v), denotando de esta forma un detrimento de la calidad del efluente en función de la concentración de fosfato inicial.

Amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

En la fase de aireación del ciclo se realizó la remoción del amonio en la jarra a través del proceso de nitrificación, donde el oxígeno se utiliza como aceptor de electrones. La remoción total reportada en esta fase fue de 10,88 mg/L. La baja tasa de nitrificación se debe a una consecuencia del tiempo de refrigeración utilizado y al proceso de aclimatación incompleto y al exceso de aireación que puede tener un efecto en la misma (Duarte et al., 2021).

La remoción de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para las jarras 5 y 6 (AR+LF 1% v/v) fue menor en comparación con la reportada para las jarras 3 y 4 (AR), este comportamiento no es el esperado de acuerdo con Phanwilai et al. (2020) ya que un aumento en la relación DQO/N

supondría un incremento en la remoción de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Sin embargo, este comportamiento no se presentó, esto se atribuye a un aumento en la concentración de amoníaco libre y de ácidos nitrosos libres debido a la concentración de estos contaminantes en el lodo fecal. Estos compuestos son inhibidores de las bacterias AOB y desnitrificantes (Vadivelu et al. 2007).

De acuerdo con los resultados obtenidos de los efluentes de las jarras se denota un detrimento en la calidad del efluente de las jarras 5 y 6 (LF 4% v/v) en comparación con las jarras 3 y 4 (LF 1% v/v), y 1 y 2 (únicamente AR).

Nitrato (NO_3^{1-})

En la etapa de aireación de las jarras el proceso de nitrificación continuó, aumentando la concentración de NO_3^{1-} con respecto a la alimentación (ver comportamiento en Figura 4.4). Además, hubo una reducción de la concentración de nitratos en la fase de sedimentación, siendo mayor que la remoción en las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v), suponiendo un proceso de desnitrificación durante dicha fase, concordando con Wang et al. (2019), que menciona que valores mayores de DQO/N puede tener efectos positivos en el proceso. En función de los resultados de las concentraciones de nitrato hubo una mejora en la calidad del efluente, respecto a los experimentos anteriores.

Indicadores microbiológicos

Se reportó una remoción de coliformes fecales del 72,5 % ambas jarras, pasando de $1,07 \times 10^4$ NMP/100ml a 2948 NMP/ 100 mL. Además, se reporta una remoción del 98,9% y 99,2% de *Escherichia coli*, pasando de $1,07 \times 10^4$ NMP/100ml a 114 NMP/100mL y 80 NMP/ 100 mL para las jarras 5 y 6 respectivamente. Los resultados de remoción de coliformes fecales y *Escherichia coli* fueron similares en el efluente ligeramente menores a los reportados por las jarras 1 y 2 (únicamente AR), y 3 y 4 (AR+LF 1% v/v), por lo que no se espera que los mecanismos de remoción hayan cambiado en tan corto plazo en función del sustrato (Barrios-Hernández et al., 2021).

6. CONCLUSIONES

- De acuerdo con la caracterización del agua residual, esta se clasificó como un agua residual doméstica de concentración media-alta, con concentraciones atípicas de nitrato.
- Con relación a la caracterización del lodo fecal séptico, este se clasificó como un lodo poco digerido de concentración media, con influencia de residuos de comida en el tanque de almacenamiento.
- El comportamiento de remoción de DQO en las jarras denota un detrimento de la calidad del efluente el cual es proporcional a la cantidad del porcentaje de lodo fecal, dos veces mayor para jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) y cuatro veces mayor para jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).
- La remoción de fosfato y amonio en las jarras denota un detrimento de la calidad del efluente el cual es proporcional a la cantidad del porcentaje de lodo fecal, para jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) y jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).
- En el caso de la remoción del contaminante nitrato se encuentra una mejora en la calidad del efluente según el aumento del porcentaje de lodo fecal para jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) y jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v).
- En las jarras 1 y 2 (únicamente AR) se presenta una remoción de *Escherichia coli*, mientras que en las jarras 3 y 4 (AR+LF 1% v/v) y jarras 5 y 6 (AR+LF 4% v/v) existe una remoción similar de coliformes fecales y de *Escherichia coli*. Sin embargo, no muestra cambios representativo en función del sustrato alimentado.
- La eficiencia de los gránulos se vio afectada por factores como el tiempo de refrigeración, el proceso de aclimatación, la ausencia de una fase anaerobia y la relación A/M en las jarras, estos son factores para tomar en cuenta para la correcta remoción de contaminantes utilizando LAG.

7. RECOMENDACIONES

Costa Rica es un país sin plantas de tratamiento de LAG, por lo que esta investigación se realizó con el objetivo de introducir las bases para la futura implementación del LAG en el país. Esto es de suma importancia debido a su potencial para mejorar el tratamiento de aguas residuales y lodos fecales. Para la implementación de los LAG se cuenta con dos opciones: importar los gránulos de otros países o generar los gránulos en el territorio nacional. Para cualquiera de estos escenarios, se requiere la investigación a nivel de laboratorio del comportamiento de los gránulos en Costa Rica. Sin embargo, como se demostró en el experimento en el caso de importar los gránulos es crucial tener en cuenta ciertos aspectos:

- En primer lugar, es fundamental garantizar las condiciones de refrigeración y aclimatación adecuadas para el transporte y almacenamiento del LAG (Duarte et al., 2021). Dado que el LAG es sensible a las variaciones de temperatura, es necesario contar con sistemas de refrigeración que mantengan la temperatura óptima (4°C) durante todo el proceso de importación. Esto asegurará que el LAG llegue a Costa Rica en condiciones óptimas para su uso en el tratamiento de aguas residuales.
- El LAG es un sistema biológico complejo que requiere una comunidad microbiana específica para funcionar de manera eficiente (Chen et al., 2022). Por lo tanto, es importante contar con sensores y reguladores de OD, pH y otros parámetros en los sistemas de tratamiento que utilizan LAG. El monitoreo constante y la regulación de estos parámetros durante la fase de aclimatación y su funcionamiento en el tratamiento de aguas residuales pueden asegurar un rendimiento óptimo del LAG y contribuyen a la eficiencia del sistema de tratamiento en general (Duarte et al., 2021).
- Es esencial evitar la mezcla del LAG en los reactores con equipos que puedan ocasionar una desintegración parcial de los gránulos, ocasionando de esta forma un detrimento del efluente (Yuan et al., 2017).

- Se recomienda para futuras investigaciones relacionadas con LAG en Costa Rica, evaluar la formación de gránulos aerobios bajo las condiciones del país con el fin de evitar su importación. Con esto se evita el detrimento de la eficiencia de remoción de los gránulos con almacenamientos prolongados y las complicaciones operativas relacionadas al tiempo de aclimatación.
- Realizar ensayos de laboratorio con un afluente de agua residual anaerobia, con métodos distintos a la inyección de nitrógeno gaseoso, ya que este proceso representa altos costes y un sistema de inyección automatizado el cual puede dificultar el proceso de operación.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adav, SS; Lee, DJ; & Tay, JH. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42, 1644-1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- American Public Health Association; American Water Works Association; y Water Environment Federation. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA Press.
- ATV (1985). *Treatment and Disposal of Sludge from Small Sewage Treatment Plants*. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.
- AyA. (2020). *Agua para uso y consumo humano y saneamiento en Costa Rica al 2019: brechas y desafíos al 2023*. https://www.aya.go.cr/transparenciaInst/rendicion_cuentas/PlanesEspecificosSectorial/Agua%20para%20consumo%20humano%20y%20saneamiento%20en%20Costa%20Rica%20al%202020_%20Brechas%20en%20tiempos%20de%20pandemia.pdf
- Barrios-Hernández, M. L., Bettinelli, C., Mora-Cabrera, K., Vanegas-Camero, M. C., Garcia, H., van de Vossenberg, J., & Hooijmans, C. (2021). Unravelling the removal mechanisms of bacterial and viral surrogates in aerobic granular sludge systems. *Water Research*, 195. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116992>
- Barrios-Hernández, M; Buenaño-Vargas, C; Garcí, H; Damir Brdjanovic; van Loosdrecht, M, Hooijmans, M. (2020). Effect of the co-treatment of synthetic faecal sludge and wastewater in an aerobic granular sludge system. *Science of The Total Environment*, 741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140480>.
- Bathe, S; Kreuk, M; Mc Swain, B. & Schwarzenbeck, N. (Ed.). (2005). *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing, London Water and Environmental Management Series (WEMS).
- Cassidy, DP; & Belia, E. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. *Water Research*, 39, 4817–4823. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.025>.
- Chen, MY; Lee, DJ; & Tay, JH. (2007). Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73,1463–1469. <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0617-x>
- Corominas, L; Rieger, L; Takács, I; Ekama, G; Hauduc, H; Vanrolleghem, P.A; Oehmen, A., Gernaey, K.V; van Loosdrecht, M.C.M; Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science Technology*, 61(4), 841-857. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.912>

- Daija, L; Selberg, A; Rikmann, E; Zekker, I; Tenno, T; y T, Tenno. (2015). The influence of lower temperature, influent fluctuations and long retention time on the performance of an upflow mode laboratory-scale septic tank. *Desalination and Water Treatment*, 57(40), 18679-18687. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1094421>.
- Dangol, B. (2013). *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations* [Doctorado, UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft]. IHE Delft Repository. <https://ihedelftrepository.contentdm.oclc.org/digital/collection/masters2/id/59151/>
- de Kreuk, M. (2022). Aerobic Granular Sludge Technology for Wastewater Treatment: Design considerations. [Presentación de PowerPoint]. Delft University of Technology.
- De Kreuk, M; McSwain, B; Bathe, S; Tay, S; Schwarzenbeck, N; & Wilderer, P. (2005). Discussion outcomes. En Bathe, S; De Kreuk, M; Mc Swain, B; & Schwarzenbeck, N. *Aerobic Granular Sludge*. (pp. 153 – 169). IWA Publishing, London Water and Environmental Management Series (WEMS).
- de Kreuk, M; van Loosdrecht, M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science Technology*, 49, 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- de Sousa Rollemberg, S. L., Ferreira, T. J. T., & dos Santos, A. B. (2022). Evaluation of an aerobic granular sludge reactor with biological filtration (AGS-BF reactor) in municipal wastewater treatment: A new configuration. *Bioresource Technology Reports*, 19 (1), 101-172. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101172>
- Dold, P.L; Ekama, G.A; Marais, G. (1980). A general model for the activated sludge process. *Progress in Water Technology*, 12 (6), 47-77. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>
- Duarte, K; Castellanos, R; Costa, R; Mahler. Y Bassin, J. (2021). Start-up of an aerobic granular sludge system from stored granules: Evaluating the impact of storage period on biomass activity and stability and the effect of temperature on nitrification and phosphorus removal rates. *Journal of Environmental Management*, 296, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113200>.
- Fan, X-Y; Gao, J-F; Pan, K-L; Li, D-C; Zhang, L-F; Wang, S-J. (2017). Shifts in bacterial community composition and abundance of nitrifiers during aerobic granulation in two nitrifying sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 251, 99-107. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.038>.
- Gao, D; Liu, L; & Wu, W. (2011). Aerobic Granular Sludge: Characterization, Mechanism of Granulation and Application to Wastewater Treatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31 (2), 137-152. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.497961>

- Gilda, C; Paulo, C; Adrian, O; Maria, A. (2007). Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure. *Water Research*, 41, 4383–4396. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.065>.
- Günther, I., Niwagaba, C. B., Lüthi, C., Horst, A., Mosler, H. J., & Tumwebaze, I. K. (2012). When is shared sanitation improved sanitation-the correlation between number of users and toilet hygiene.
- Hach Company. (2015). *Ammonia Nitrogen Test Kit*. <https://images.hach.com/asset-get.download.jsa?code=50848>.
- Hach Company. (2017). *Nitrogen, Ammonia: Salicylate Method*. <https://my.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639983745>.
- Hach Company. (2017). *Oxygen Demand, Chemical: USEPA Reactor Digestion Method*. <https://my.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639983816>.
- Hach Company. (2017). *Phosphorus, Reactive (Orthophosphate): Amino Acid Method*. <https://my.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639983830>.
- Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of septage and public toilet sludges in tropical climate - lessons learnt and recommendations for preliminary design. EAWAG/SANDEC, Report No. 05/98
- Henze, M; y Comeau, Y. (2017). Caracterización de las Aguas Residuales. En López, C; Buitrón, G; García, H (Ed.), *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño* (35-56). IWA Publishing.
- Hooijmans, C.M., Dangol, B., Lopez-Vazquez, C.M., Ronteltap, M., Brdjanovic, D. (2013). Assessing the feasibility of faecal sludge co-treatment in sewage treatment plants: A practical guide. IWA Development Congress.
- Janczukowicz, W., Rodziewicz, J., & Filipkowska, U. (2011). Wpływ lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) na szybkość uwalniania i wiązania fosforanów w reaktorze typu SBR [Effect of volatile fatty acids (VFAs) on the rate of phosphate release and binding in an SBR-type reactor]. *Inżynieria Ekologiczna*, 24 (1), 64-73.
- Jiang, Y; Shang, Y; Wang, H; & Yang, K. (2016). Rapid formation and pollutant removal ability of aerobic granules in a sequencing batch airlift reactor at low temperature. *Environmental Technology*, 37, 3078–3085. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1176075>
- Katukiza, A. Y., Ronteltap, M., Oleja, A., Niwagaba, C. B., Kansime, F., & Lens, P. N. L. (2010). Selection of sustainable sanitation technologies for urban slums — A case of Bwaise III in Kampala, Uganda. *Science of The Total Environment*, 409(1), 52–62. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.09.032

- Kengne, E. S., Kengne, I. M., Nzouebet, W. A. L., Akoa, A., Viet, H. N., & Strande, L. (2014). Performance of vertical flow constructed wetlands for faecal sludge drying bed leachate: Effect of hydraulic loading. *Ecological Engineering*, 71, 384–393. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.041>
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41(19), 4397–4402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>
- Koné, D., y Strauss, M. (2004). Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries—Challenges and performance. In 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France (Vol. 27).
- Koottatep, T., Polprasert, C., & Hadsoi, S. (2006). Integrated faecal sludge treatment and recycling through constructed wetlands and sunflower plant irrigation. *Water Science and Technology*, 54(11-12), 155–164. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.846>
- Kreuk, M; & Bruin, L. (2005). *Aerobic Granule Reactor Technology*. IWA Publishing, London Water and Environmental Management Series (WEMS).
- Krishna, C; & van Loosdrecht, M. (1999). Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. *Water Research*, 33(1), 2374 –2382. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00445-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00445-X)
- La Motte. (s.f). *Nitrate: Zin Reduction, Code 3689-SC*. <https://www.fieldenvironmental.com/assets/files/Literature/LaMotte%20Smart%20%20Colorimeter%20Test%20Methods.pdf>.
- Lebrero, R; Bouchy, L; Stuetz, R. y Muñoz, R. (2011). Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10), 915-950. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380903300000>
- Lin, LH; Jian, LW; Xiang, HW; & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>.
- Lochmatter, S; Maillard, J; & Holliger, C. (2014). Nitrogen removal over nitrite by aeration control in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 6955–6978. <https://doi.org/10.3390/ijerph110706955>.
- López-Vázquez, C. M., Dangol, B., Hooijmans, C. M., & Brdjanovic, D (2014). Co-treatment of Faecal Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plants. Strande, L;

- Ronteltap, M; y Brdjanovic, D. *Gestión de lodos fecales* (132-162). IWA Publishing.
- Loustarinen, S; Rintala, J. (2007). Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures. *Bioresource Technology*, 98(9), 1734–1740. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.022>
- McCambridge, J; y McMeekin, T. (1980). Relative effects of bacterial and protozoan predators on survival of *Escherichia coli* in estuarine water samples. *Applied and environmental Microbiology*, 40(5), 907-911. <http://dx.doi.org/10.1128/aem.40.5.907-911.1980>.
- Melcer, H. (2003). *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. Water Environment Research Foundation.
- Metcalf and Eddy. Inc (2003) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Ltd.
- Nancharaiyah, Y; & Kumar, K. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, 247, 1128-1143. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narayana, D. (2020). *Co-treatment of Septage and Faecal Sludge in Sewage Treatment Facilities*. IWA Publishing.
- National Water and Sewerage Corporation (NWSC). (2008). Feasibility study for sanitation master in Kampala, Uganda. Kampala Sanitation Program (KSP).
- Niwagaba, C.B. (2009). *Treatment Technologies for Human faeces and Urine* [Doctorado, Swedish University of Agricultural Science].
- Niwagaba, C; Mbéguéré, M; y Strande, L. (2014). Faecal Sludge Quantification, Characterisation and Treatment Objectives. Strande, L; Ronteltap, M; y Brdjanovic, D. *Faecal Sludge Management* (19-44). IWA Publishing.
- NWSC (National Water and Sewerage Corporation) (2008). *Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility study for sanitation master in Kampala, Uganda*
- Phanwilai, S., Noophan, P., Li, C.-W., & Choo, K.-H. (2020). Effect of COD:N ratio on biological nitrogen removal using full-scale step-feed in municipal wastewater treatment plants. *Sustainable Environment Research*, 30(1). <https://doi.org/10.1186/s42834-020-00064-6>
- Pronk, M; Giesen, A; Thompson, A; Robertson, S; y van Loosdrecht, M. (2017). Aerobic granular biomass technology: advancements in design, applications and further developments. *Water Practice and Technology*, 12 (4), 987-996. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.101>.

- Purba, L; Tijani, H; Yuzir, A; Mohamad, E; Iwamoto, K; Zamyadi, A; & Abdullah, N. (2020). Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110415>
- Qin, L; y Liu, Y. (2006). Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic–anaerobic sequencing batch reactor. *Chemosphere*, 63(6), 926–933. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.09.036>.
- Ramírez, X. (2021). Análisi de la cantidad de coliformes presentes en el agua de la planta tratadora de la Universidad Autónoma de Aguas Calientes. *BInvestigación*, 1 (2).
- Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology* 45(6), 77-87.
- Roeleveld, P.J; van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology*, 45 (6), 77-87. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0095>
- Ronteltap, M; Dodane, P; y Bassan, M. (2014). Overview of Treatment Technologies. Strande, L; Ronteltap, M; y Brdjanovic, D. *Gestión de lodos fecales* (97-120). IWA Publishing.
- Salguero, N.V. (2012). *Diseño de una planta de tratamiento de agua residual para el área de producción de tensoactivos de la empresa química superior Unichem s.a.* [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. Repositorio DSpace ESPOCH. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/2523>
- Sarma, SJ; y Tay, JH. (2018). Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: challenges ahead. *Environmental Science Water Research Technologies*, 4, 9–15. <http://dx.doi.org/10.1039/C7EW00148G>.
- Shi, X; Yu, H; Sun, Y; & Huang, X. (2009). Characteristics of aerobic granules rich in autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in a sequencing batch reactor. *Chemical Engineering Journal*, 147, 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.06.037>.
- Singh, S; Mohan, R; Rathi, S; Raju, N. (2017). Technology options for faecal sludge management in developing countries: Benefits and revenue from reuse. *Environmental Technology & Innovation*, 7 (3), 203-218. [10.1016/j.eti.2017.02.004](https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.02.004).
- Søndergaard, M. (2009). *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press.
- Strande, L. (2014). The Global Situation. Strande, L; Ronteltap, M; y Brdjanovic, D. *Gestión de lodos fecales* (1-14). IWA Publishing.
- Tay, JH; Liu, QS; Liu, Y; Show, KY; Ivanov, V; & Tay, STL. (2004). A comparative study of aerobic granulation in pilot- and laboratory scale SBRs. En Bathe, S; De Kreuk,

- M; Mc Swain, B; & Schwarzenbeck, N. *Aerobic Granular Sludge*, (125-134). IWA Publishing, London Water and Environmental Management Series (WEMS).
- Terna, O; Ukaigwe, S; Dang, H; Liu, Y. (2022). Phosphorus Removal from Aerobic Granular Sludge: Proliferation of Polyphosphate-Accumulating Organisms (PAOs) under Different Feeding Strategies. *Processes*, 10(7), 1399. <http://dx.doi.org/10.3390/pr10071399>.
- Tiron, O; Bumbac, C; Patroescu, I.V; Badescu, V.R; y Postolache, C. (2015). Granular activated algae for wastewater treatment. *Water Science Technology*, 71, 832–839. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.010>.
- Toh, SK; Tay, JH; Moy, B.Y.P; & Tay, S.T.L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology Biotechnology*, 60, 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). Guide to Septage Treatment and Disposal. Document EP/625/R-94/002. Washington D.C. 20460.
- USEPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information.
- USEPA (1994). *Guide to septage treatment and disposal*. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- Vadivelu, V. M., Keller, J., & Yuan, Z. (2007). Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of Nitrosomonas and Nitrobacter. *Water Science and Technology*, 56 (7), 89–97. <http://doi.org/10.2166/wst.2007.612>
- van der Drift, C; van Seggelen, E; Stumm, C; Hol, W; y Tuinte, J. (1977). Removal of Escherichia coli in wastewater by activated sludge. *Applied and environmental Microbiology*, 34 (3), 315–319. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.038>.
- van Loosdrecht, M. (2022). Aerobic Granular Sludge Technology for Wastewater Treatment. [Presentación de PowerPoint]. Delft University of Technology.
- Von Sperling. (2007). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. IWA Publishing.
- Wang, X., Yang, R., Guo, Y., Zhang, Z., Kao, C. M., & Chen, S. (2019). Investigation of COD and COD/N ratio for the dominance of anammox pathway for nitrogen removal via isotope labelling technique and the relevant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 366 (1), 606–614. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.036>
- Welles L., Abbas B., Sorokin D.Y., Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., van Loosdrecht M.C.M. y Brdjanovic D. (2017) Metabolic Response of “Candidatus Accumulibacter Phosphatis” Clade II C to Changes in Influent P/C Ratio. *Frontiers in Microbiology*, 7 (1), 1-16. doi: 10.3389/fmicb.2016.0212

- Winkler, MKH; Kleerebezem, R; & Van Loosdrecht, MCM. (2012). Integration of anammox into the aerobic granular sludge process for mainstream wastewater treatment at ambient temperatures. *Water Research*, 46, 136–144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.034>
- Wu, D., Zhang, Z., Yu, Z., & Zhu, L. (2018). Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. *Bioresource Technology*, 252, 150–156. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.09>
- Xiao, F; Yang, SF; & Li, XY. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation Purification Technology*, 63, 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>.
- Yuan, S., Gao, M., Zhu, F., Afzal, M. Z., Wang, Y.-K., Xu, H., Wang, X.-H. (2017). Disintegration of aerobic granules during prolonged operation. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3 (4), 757–766. doi:10.1039/c7ew00072c
- Yuan, S; Gao, M; Zhu, F; Afzal, M; Wang, Y; Xu, H; y Wang, X.-H. (2017). Disintegration of aerobic granules during prolonged operation. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(4), 757–766. doi:10.1039/c7ew00072c.
- Yuan, X; Gao, D. (2010). Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 1041–1045. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.045>.
- Zain, M; Modal, P; & Sabir, S. (2013). Aerobic Granulation for Wastewater Bioremediation: A review. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91, 1045-1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Zeng, P; Zhuang, WQ; Tay, STL; y Tay, JH. (2007). The influence of storage on the morphology and physiology of phthalic acid-degrading aerobic granules. *Chemosphere*, 69, 1751–1757. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.085>
- Zhang, L; Feng, X; Zhu, N; Chen, J. (2007). Role of extracellular protein in the formation ADN stability of aerobic granules. *Enzyme and Microbial Technology*, 41 (5), 551-557. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.05.001>.
- Zhang, Y; Dong, X; Nuramkhaan, M; Lei, Z; Shimizu, K; Zhang, Z; y Tay, J. (2019). Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7. doi:10.1016/j.biteb.2019.100206
- Zheng, Y; Yu, H; & Sheng, G. (2005). Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemistry*, 40, 645–650. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.056>.
- Zheng, YM; & Yu, HQ. (2007). Determination of the pore size distribution and porosity of aerobic granules using size-exclusion chromatography. *Water Research*, 41, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.09.015>.

9. APENDICES

APENDICE 1: CONVERSIÓN DE NH₃

A continuación, se presenta la ecuación utilizada para la conversión del NH₃ medido al NH₄-N reportado de acuerdo con el método planteado por Hach Company (2015).

$$NH_4^+ - N = NH_3 - N * (100 - \%NH_3) / 100 * 1,3$$

Donde;

NH₄-N (mg/L): amonio reportado

NH₃-N (mg/L): nitrógeno amoniacal medido

%NH₃: porcentaje de NH₃ en el agua en función de la temperatura y el pH.

El %NH₃ de la ecuación anterior se obtiene del Cuadro 7.1 propuesto por Hach Company (2015), donde se tomó en cuenta para el cálculo un pH de 7,2 en función de los valores medidos y una temperatura ambiental constante de 20°C.

Cuadro 9.1. Porcentaje de NH₃ en el agua

pH	16 °C	18 °C	20 °C	22 °C	24 °C	26 °C	28 °C	30 °C	32 °C
7.0	0.29	0.34	0.39	0.46	0.52	0.60	0.69	0.80	0.91
7.2	0.46	0.54	0.62	0.82	0.83	0.96	1.10	1.26	1.44
7.4	0.73	0.85	0.98	1.14	1.31	1.50	1.73	1.98	2.26
7.6	1.16	1.34	1.55	1.79	2.06	2.36	2.71	3.10	3.53
7.8	1.82	2.11	2.44	2.81	3.22	3.70	4.23	4.82	5.48
8.0	2.86	3.30	3.81	4.38	5.02	5.74	6.54	7.43	8.42
8.2	4.45	5.14	5.90	6.76	7.72	8.80	9.98	11.29	12.72
8.4	6.88	7.90	9.04	10.31	11.71	13.26	14.95	16.78	18.77
8.6	10.48	11.97	13.61	15.41	17.37	19.50	21.78	24.22	26.80
8.8	15.66	17.73	19.98	22.41	25.00	27.74	30.62	33.62	36.72
9.0	22.73	25.46	28.36	31.40	34.56	37.83	41.16	44.53	47.91
9.2	31.80	35.12	38.55	42.04	45.57	49.09	52.58	55.99	59.31
9.4	42.49	46.18	49.85	53.48	57.02	60.45	63.73	66.85	69.79
9.6	53.94	57.62	61.17	64.56	67.77	70.78	73.58	76.17	78.55
9.8	64.99	68.31	71.40	74.28	76.92	79.33	81.53	83.51	85.30
10.0	74.63	77.35	79.83	82.07	84.08	85.88	87.49	88.92	90.19
10.2	82.34	84.41	86.25	87.88	89.33	90.60	91.73	92.71	93.58

Fuente: Hach Company (2015)

Además, se presentan en el Cuadro 7.2 los valores de NH₃ medidos para los distintos tiempos de muestreo.

Cuadro 9.2. NH₃-N medido para cada jarra en mg/L

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	35,99	35,00	47,50	47,50	42,50	47,50
90	22,50	22,50	27,54	28,33	34,32	35,75
120	22,10	22,10	26,60	25,00	30,00	31,67
150	20,00	21,67	28,33	26,67	30,00	28,33
180	20,00	20,00	23,33	21,67	26,67	25,00
240	20,00	20,00	18,30	21,67	23,30	25,00

A continuación, se presenta un ejemplo para calcular el NH₄-N para la Jarra 1 a los 90 minutos del experimento.

$$NH_4^+(mg/L) = 22,50 \text{ mg/L} * (100 - 0.62)/100 * 1,3 = 29,07$$

APENDICE 2: RELACIÓN A/M

A continuación, se presenta una muestra de cálculo para la obtención de los valores A/M para la Jarra 1 y 2 mediante el uso de la Ecuación 4.

$$Tasa\ A/M\ \left(\frac{g}{g}\right) = \frac{C_{DQO}}{C_{Biomasa}} = \frac{DQO\ (g/L) * V1 * n}{MLSS\ (g/L) * V2}$$

$$Tasa\ A/M\ \left(\frac{g}{g}\right) = \frac{\frac{245mg}{L} * \left(0,6L * \frac{24}{4}\right)}{10,4\frac{g}{L} * 0,8L * 1000} = 0,11$$

Donde;

C_{DQO} : Carga de DQO (kg/d)

$C_{Biomasa}$: Carga de Biomasa

MLSS: Solidos Suspendidos en Licor Mixto (mg/L)

V1: Volumen de agua residual utilizado

APENDICE 3: CONDICIONES DE OPERACIÓN DE LAS JARRAS

A continuación, se presentan los datos de OD y pH para todas las jarras en todos los tiempos de muestreo.

Cuadro 9.3. Oxígeno disuelto en las jarras

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	7,75	8,23	7,62	7,78	7,45	7,52
90	1,96	1,75	1,32	1,15	0,96	0,80
210	8,19	8,32	6,18	6,48	5,77	5,33
240	5,90	6,07	4,10	3,92	3,65	3,40

Cuadro 9.4. pH en las jarras

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	7,10	7,30	7,20	7,35	7,17	7,21
90	6,97	7,38	7,3	7,01	7,25	6,95
210	7,17	7,19	7,3	7,14	7,425	6,91
240	7,24	7,12	7,21	7,17	7,32	7,1

APENDICE 4: CONCENTRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

Cuadro 9.5. Concentración de PO_3^{4-} a través del tiempo

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	13,8	14,1	16,6	16,8	18,4	18
90	42,8	41,1	44,6	45,1	47	46,4
150	1,8	2,3	7,6	7,1	13,2	14,1
210	1,1	1,8	6,2	5,6	11,4	7,5
240	1,1	1,8	5,8	5,5	10,5	7,3

Cuadro 9.6. Concentración de DQO a través del tiempo

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	260	230	560	580	780	760
30	110	125	260	240	430	490
60	100	120	190	225	413	375
90	114	123	256	233	480	435
250	173	183	318	339	510	520
270	97	98	189	220	408	372

Cuadro 9.7. Concentración de NO_3 a través del tiempo

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	13,4	11,2	12,4	13,0	14,0	13,8
90	11,0	10,0	12,0	10,0	10,3	10,0
120	13,0	12,0	11,0	9,0	10,0	9,8
150	15,0	13,0	15,0	13,0	10,0	9,7
180	31,0	20,0	15,0	13,0	10,0	9,0
240	30,0	20,0	13,0	11,0	5,0	7,0

Cuadro 9.8. Concentración de NH₄¹⁺-N a través del tiempo

Tiempo (min)	J1	J2	J3	J4	J5	J6
0	46,50	45,22	61,37	61,37	54,91	61,37
90	29,07	29,07	35,58	36,60	44,34	46,19
120	28,55	28,55	34,37	32,30	38,76	40,92
150	25,84	28,00	36,60	34,46	38,76	36,60
180	25,84	25,84	30,14	28,00	34,46	32,30
240	25,84	25,84	23,64	28,00	30,10	32,30

APENDICE 5: RESULTADOS PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

	Viales	1	2	3	4	5	Serie
Jarra 1 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 2 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 3 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 4 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 5 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 6 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 1 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 2 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 3 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	0	4
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 4 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 5 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 6 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5

Figura 9.1. Conteo de la prueba presuntiva mediante el método de NMP

	Dilución	1	2	3	4	5	Series
Jarra 1 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 2 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 3 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 4 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 5 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 6 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 1 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 2 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 3 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	0	4
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 4 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	0	1	0	0	1	2
	2	0	1	1	1	1	4
Jarra 5 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	0	1	1	1	4
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 6 Salida	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	0	1	1	1	4
	2	1	1	1	1	1	5

Figura 9.2. Conteo de la prueba de coliformes fecales mediante el método de NMP

	Dilución	1	2	3	4	5	Serie
Jarra 1 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 2 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 3 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 4 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	1	1	1	1	5
Jarra 5 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	0	1	1	1	1	4
Jarra 6 Entrada	1	1	1	1	1	1	5
	1	1	1	1	1	1	5
	2	1	0	1	1	1	4
Jarra 1 Salida	1	0	0	1	1	1	3
	1	0	1	1	1	1	4
	2	0	1	0	1	1	3
Jarra 2 Salida	1	1	0	0	0	1	2
	1	1	0	1	1	1	4
	2	0	1	1	1	1	4
Jarra 3 Salida	1	0	1	1	1	1	4
	1	0	0	0	1	1	2
	2	0	0	1	1	1	3
Jarra 4 Salida	1	0	0	0	1	1	2
	1	0	0	0	1	1	2
	2	0	0	1	1	1	3
Jarra 5 Salida	1	0	1	0	1	0	2
	1	0	1	0	0	1	2
	2	0	0	1	1	1	3
Jarra 6 Salida	1	0	1	0	1	0	2
	1	0	1	0	0	1	2
	2	0	0	0	0	1	1

Figura 9.3. Conteo de la prueba de *Escherichia coli* mediante el método de NMP

Cuadro 9.9. Resultados de la prueba de coliformes fecales por el método de NMP

ENTRADA	Serie	NMP	NMP/mL	SALIDA	Serie	NMP	NMP/mL	Remoción	
Jarra 1E	555	>1600	>10720	Jarra 1S	555	>1600	>10720	ND	ND
Jarra 2E	555	>1600	>10720	Jarra 2S	555	>1600	>10720	ND	ND
Jarra 3E	555	>1600	>10720	Jarra 3S	545	440	2,948	72.5%	>72,5%
Jarra 4E	555	>1600	>10720	Jarra 4S	524	150	1,005	90.6%	>90,6%
Jarra 5E	555	>1600	>10720	Jarra 5S	545	440	2,948	72.5%	>72,5%
Jarra 6E	555	>1600	>10720	Jarra 6S	545	440	2,948	72.5%	>72,5%

Cuadro 9.10. Resultados de la prueba de *Escherichia coli* por el método de NMP

ENTRADA	Serie	NMP	NMP/mL	SALIDA	Serie	NMP	NMP/mL	Remoción	
Jarra 1E	555	>1600	>10720	Jarra 1S	343	32	214	98.0%	>98%
Jarra 2E	555	>1600	>10720	Jarra 2S	244	25	168	98.4%	>98.4%
Jarra 3E	555	>1600	>10720	Jarra 3S	423	38	255	97.6%	>97.6%
Jarra 4E	555	>1600	>10720	Jarra 4S	223	17	114	98.9%	>98.9%
Jarra 5E	554	1600	10,720	Jarra 5S	223	17	114	98.9%	98.9%
Jarra 6E	554	1600	10,720	Jarra 6S	221	12	80	99.3%	99.2%