
Evaluación de un lodo aerobio y uno anaerobio como fuente de inóculo para la formación de gránulos aerobios

Candidato a Dr.

Dayana Katherine Grisales Penagos

Director

Jenny Alexandra Rodríguez Victoria
(PhD)-Universidad del Valle - Facultad de
Ingeniería - Grupo de Investigación
Estudio y Control de la Contaminación
Ambiental - ECCA



Universidad del Valle
Santiago de Cali, Colombia
2024

Acrónimos

A/D	Relación Altura, diámetro
A/M	Relación Alimento, microorganismos
NaAc	Acetato de sodio
AGS	Aerobic Granular Sludge
AMU	Atomic Mass Unit
AR	Agua Residual
ARD	Agua Residual Doméstica
ARI	Agua Residual Industrial
CI	Coefficiente de Integridad
CO	Carga Orgánica
COV	Carga Orgánica Volumétrica
Deq	Diámetro equivalente
DQO	Demanda Química de Oxígeno
GA	Granulación Aerobia
IVL	Índice volumétrico de lodos
LGA	Lodo Granular Aerobio
LGAC	Lodo Granular Aerobio Continuo
MO	Materia Orgánica
N	Tamaño de muestra
NDS	Nitrificación-Desnitrificación Simultánea
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
PFCP	Productos Farmacéuticos y de Cuidado Personal
PGA	Potencial de Granulación Aerobia
PTAR	Planta de Tratamiento de Agua Residual
PTAR- C	Planta de Tratamiento de Agua Residual Cañaveralejo
RAFA	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente
RFC	Reactor de Flujo Continuo
RIV	Relación de Intercambio Volumétrico
RPM	Revoluciones por minuto
RTMC	Reactor de Tanque de Mezcla Completa
SLA	Sistema de Lodos Activados
SA	Sustrato de Acetato
SBR	Sequential Batch Reactor
SM	Solución Madre
SPE	Sustancia Polimérica Extracelular
SS	Sustrato Sintético
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SUAV	Superficial Upflow Air Velocity
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
TS	Tiempo de Sedimentación
UASB	Reactor Flujo Ascendente con Manto de Lodos
VA	Velocidad de aireación.
WWAP	United Nations World Water Assessment Programme

Resumen

Recientes estudios señalan el desarrollo de la granulación aerobia como una alternativa para superar los problemas de baja densidad y lavado de biomasa, que se produce usualmente en los tratamientos biológicos aerobios, el éxito del mismo depende de la capacidad metabólica de los microorganismos y de la eficiente separación entre biomasa y efluente tratado. De esa forma, diferentes estudios han enfocado sus investigaciones en los parámetros que influyen la formación de gránulos aerobios, pero, son los factores asociados con la presión de selección en las partículas de lodo, los que contribuyen fuertemente sobre la formación de los gránulos. No obstante, a pesar de estos estudios, el mecanismo detrás de la conformación de gránulos aerobios no está completamente esclarecido, por lo que varias investigaciones han intentado identificar y discutir otros factores que conduzcan a su formación y estabilización (Kreuk y Van Loosdrecht, 2004). En ese sentido, la mayor parte de los estudios realizados hasta el momento, han elaborado sus investigaciones con inóculos provenientes de los SLA convencionales (Wan et al., 2015, Pronk et al., 2015, Jafari Kang y Yuan, 2017, Liu et al., 2017, Zhang et al., 2019); existen pocos estudios orientados al papel que desenvuelve el inóculo en la granulación aerobia. Dentro de este contexto, es donde esta tesis quiere entregar un aporte al entendimiento de la tecnología granular aerobia y encontrar alternativas de inóculos que permitan facilitar la consecución, el almacenamiento y el arranque de reactores, ya que a pesar de que muchos estudios a escala laboratorio han desarrollado gránulos con lodos floculantes, estos han mostrado grandes variaciones en los periodos de arranque (3 días hasta varios meses) (Liu et al., 2017, Pronk et al., 2015a). El presente estudio de granulación aerobia a escala laboratorio se desarrolló en dos fases generales (Fase I y Fase II) en operación batch. La Fase I, investigó la capacidad de 3 tipos de inóculos para formar gránulos aerobios: lodo aerobio floculento (AER), lodo granular anaerobio (ANA), mezcla de lodo aerobio y anaerobio (50:50) (MEZ). El lodo AER y ANA fueron operados en simultaneo. Con los resultados observados en el desarrollo de la biomasa de esta primera parte, se hicieron algunos ajustes para la posterior operación del lodo MEZ. La Fase II de la experimentación, dio continuidad a la operación del reactor MEZ de la Fase I; en paralelo se operó un nuevo reactor inoculado con lodo anaerobio (ANA-II). Durante el desarrollo de la investigación se emplearon 2 sustratos: sustrato de acetato (SA) en la fase I y sustrato sintético que simuló un ARD en la fase II. Ambas fases, implementaron un ciclo operacional de 4 h para un total de 6 ciclos al día. En cuanto a la estrategia operacional de la Fase I, los AER y ANA fueron sometidos durante la operación a cambios en el tiempo de sedimentación (15, 10, 5 y 2 min) según lo observado en el desempeño de la biomasa. En el caso del reactor MEZ se modificaron algunos valores del tiempo de sedimentación (15, 10 y 3 min) y en el flujo de aire (3.0 , 3.50 y $5.20 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) decisión basada en la experiencia obtenida por los otros 2 reactores (AER y ANA). Bajo las condiciones establecidas de operación y concentración del experimento, la fuente de carbono del sustrato (NaAc) fue exitosamente asimilada por los inóculos indiferentemente de su origen (aerobio o anaerobio), dado que los rendimientos de eliminación de la DQO en los tres reactores consiguieron valores por encima del 90% al final de la investigación. Cabe destacar que los tiempos de sedimentación de 10, 5 y 2 min en el reactor AER y ANA aumentaron drásticamente la remoción de la DQO ($>84\%$ y $>61\%$); mientras que para lograr eliminaciones mayores al 66% de la DQO en MEZ, fue decisivo cambiar el flujo de aireación a $3.5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. La fuerza de corte en términos de velocidad del aire ascendente superficial fue determinante en el proceso de granulación aerobia. Una mayor fuerza de corte ($3.50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) aumentó considerablemente la eficiencia de eliminación de la DQO en MEZ e incentivo la formación de gránulos más compactos, más redondos y más pequeños. Con los resultados del examen microscópico se valida que la mejor calidad del lodo resultante en términos de biomasa, IVL_5 , IVL_{30} , velocidad de sedimentación, CI, fue la encontrada en MEZ y aunque tuvo un diámetro promedio inferior en comparación a AER y ANA, su aspecto fue más agregado, esférico y compacto. Para la Fase II, MEZ y ANA-II presentaron cambios en el tiempo de sedimentación (15, 10, 7 y 4 min) según lo observado en la Fase I y en el desempeño de la biomasa durante la operación. En el caso del reactor MEZ se modificaron los valores del tiempo de sedimentación de la siguiente manera: 10, 7 y 4 min, y el flujo de aire se estableció en $5.50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. En ANA-II los tiempos de sedimentación fueron: 15, 10 y 7 min en un flujo de aire de $3.50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. El tipo de sustrato fue decisivo sobre las características morfológicas de la biomasa granular aerobia según la naturaleza del inóculo. Los constituyentes y la carga orgánica del SS fueron determinantes para las propiedades físicas como IVL, diámetro y coeficiente de integridad en la biomasa mixta (MEZ), pero no relevante durante la operación de la biomasa de origen anaerobio (ANA-II). El TS proporciona un importante control y estabilidad sobre la concentración y las propiedades de sedimentación de la biomasa alimentada con SS. En este caso, un TS entre 7 y 10 min fue óptimo para evitar el lavado del reactor y mejorar la distribución de los tamaños del lodo en ambos reactores. A nivel de tratamiento, el TS no influyó drásticamente el rendimiento de eliminación de la materia orgánica con valores de flujo de aire superiores a los $3.5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. El tamaño y porosidad de los gránulos definió el desempeño físico y fisiológico del sistema. Finalmente, independiente del origen de los lodos, aerobio o anaerobio y de las

condiciones operacionales del reactor, el tipo de sustrato sintético fue determinante en las abundancias relativas de las especies conformadoras de los gránulos aerobios. Los filos con abundancias relativas más altas en los tratamientos de MEZ Fase I, MEZ Fase II y ANA-II fueron *Proteobacterias* y *Bacteroidetes* con valores de 62%,67% y 59%, y 15%,21% y 29%.

Palabras claves: Granulación aerobia, SBR, sustrato sintético, PGA, agua residual doméstica.

Abstract

Recent studies point out the development of aerobic granulation as an alternative to overcome the problems of low density and biomass washing, which usually occurs in aerobic biological treatments, its success depends on the metabolic capacity of the microorganisms and the efficient separation between biomass and treated effluent. In this way, different studies have focused their research on the parameters that influence the formation of aerobic granules, but it is the factors associated with the selection pressure in the sludge particles that contribute strongly to the formation of the granules. However, despite these studies, the mechanism behind the formation of aerobic granules is not completely clarified, which is why several investigations have attempted to identify and discuss other factors that lead to their formation and stabilization (Kreuk y Van Loosdrecht, 2004). In this sense, most of the studies carried out to date have carried out their research with inocula from conventional ASS (Wan et al., 2015, Pronk et al., 2015, Jafari Kang y Yuan, 2017, Liu et al., 2017, Zhang et al., 2019). There are few studies aimed at the role that the inoculum plays in aerobic granulation. Within this context, this thesis wants to provide a contribution to the understanding of aerobic granular technology and find alternative inoculums that facilitate the achievement, storage and start-up of reactors, since despite the fact that many laboratory-scale studies have developed granules with flocculating sludge, these have shown great variations in start-up periods (3 days to several months) (Liu et al., 2017, Pronk et al., 2015a). The present study of aerobic granulation at laboratory scale was developed in two general phases (Phase I and Phase II) in batch operation. Phase I investigated the ability of 3 types of inocula to form aerobic granules: aerobic flocculent sludge (AER), granular anaerobic sludge (ANA), mixture of aerobic and anaerobic sludge (50:50) (MEZ). The AER and ANA mud were operated simultaneously. With the results observed in the development of the biomass of this first part, some adjustments were made for the subsequent operation of the MEZ sludge. Phase II of the experimentation continued the operation of the MEZ reactor from Phase I; In parallel, a new reactor inoculated with anaerobic sludge (ANA-II) was operated. During the development of the research, 2 substrates were used: acetate substrate (SA) in phase I and synthetic substrate that simulated an ARD in phase II. Both phases implemented a 4 h operational cycle for a total of 6 cycles per day. Regarding the operational strategy of Phase I, the AER and ANA were subjected during the operation to changes in the sedimentation time (15, 10, 5 and 2 min) according to what was observed in the performance of the biomass. In the case of the MEZ reactor, some values of the sedimentation time (15, 10 and 3 min) and the air flow (3.0, 3.50 and 5.20 L.min⁻¹) were modified, a decision based on the experience obtained by the other 2 reactors (AER and ANA). Under the established operating and concentration conditions of the experiment, the carbon source of the substrate (NaAc) was successfully assimilated by the inocula regardless of its origin (aerobic or anaerobic), given that the COD removal performances in the three reactors achieved values above 90% at the end of the investigation. It should be noted that the sedimentation times of 10, 5 and 2 min in the AER and ANA reactor drastically increased COD removal (>84% and >61%); while to achieve removals greater than 66% of COD in MEZ, it was decisive to change the aeration flow to 3.5 L.min⁻¹. The shear force in terms of velocity of the surface rising air was decisive in the aerobic granulation process. A higher shear force (3.50 L.min⁻¹) considerably increased the COD removal efficiency in MEZ and encouraged the formation of more compact, rounder and smaller granules. With the results of the microscopic examination, it is validated that the best quality of the resulting sludge in terms of biomass, SVI₅, SVI₃₀, sedimentation velocity, IC, was found in MEZ and although it had a lower average diameter compared to AER and ANA, its appearance was more aggregated, spherical and compact. For Phase II, MEZ and ANA-II presented changes in sedimentation time (15, 10, 7 and 4 min) as observed in Phase I and in the performance of the biomass during operation. In the case of the MEZ reactor, the sedimentation time values were modified as follows: 10, 7 and 4 min, and the air flow was established at 5.50 L.min⁻¹. In ANA-II the sedimentation times were: 15, 10 and 7 min in an air flow of 3.50 L.min⁻¹. The type of substrate was decisive on the morphological characteristics of the aerobic granular biomass according to the nature of the inoculum. The constituents and the organic load of the SS were determinants for the physical properties such as IVL, diameter and integrity coefficient in the mixed biomass (MEZ), but not relevant during the operation of the biomass of anaerobic origin (ANA-II). ST provides important control and stability over the concentration and sedimentation properties of the SS-fed biomass. In this case, a ST between 7 and 10 min was optimal to avoid washing the reactor and improve the distribution of sludge sizes in both reactors. At the treatment level, ST did not drastically influence the organic matter removal performance with air flow values greater than 3.5 L.min⁻¹. The size and porosity of the granules defined the physical and physiological performance of the system. Finally, independent of the origin of the sludge, aerobic or anaerobic, and the operating conditions of the reactor, the type of synthetic substrate was decisive in the relative abundances of the species that make up the aerobic granules. The phyla with highest relative abundances in the MEZ Phase I, MEZ Phase II and ANA-II treatments were *Proteobacteria* and *Bacteroidetes* with values of 62%, 67% and 59%, and 15%, 21% and 29%.

Keywords: Aerobic granulation, SBR, synthetic substrate, AGP, domestic wastewater.

Productos de la investigación

Artículos publicados derivados de la investigación

Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. Revista: MethodsX; Clasificada Q2 – Scimago; Año: 2022; Paginación: 9, 101710.

Ponencias Internacionales

Desarrollo de gránulos aerobios en un reactor SBR utilizando como fuente de inóculo un lodo mixto (aerobio-anaerobio). XXXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de AIDIS, 13 al 17 de noviembre, Punta Cana, Republica Dominicana.

Ponencias Nacionales–Institucionales

Formulación de un protocolo para evaluar el Potencial de Granulación (PGA) de un inóculo Aerobio. Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería, EIEI, ACOFI 2021, 21 al 24 del 2021, Cartagena de Indías, Colombia.

Trabajos de grado dirigidos/tutorías

Desarrollo de un sustrato sintético que simula agua residual doméstica para fines de investigación. Universidad del Valle. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2019. Personas orientadas: Gina Mabel Martínez y César Arturo Pascichaná Hernández

Formulación de un protocolo para evaluar el potencial de granulación (PGA) de un inóculo aerobio. Universidad del Valle. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2019. Personas orientadas: Mateo Camilo Villarraga Manrique.

Evaluación de un reactor batch secuencial aerobio granular para el tratamiento de agua residual doméstica sintética. Universidad del Valle. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2022. Personas orientadas: Larry Espinosa León y Nilson Chara Candela.

Agradecimientos

A Dios por ser mi guía, mi fortaleza y mi lugar seguro.

A mi familia por su amor, paciencia y apoyo incondicional durante todo este recorrido académico. En especial a mi mamá Mercedes, por su puro e incansable amor, que con su ejemplo inspiro mis días más difíciles para seguir. A mis hermanas Shalito y Maca, por sus sonrisas y ternura que alegraban y daban luz a mi vida. A mi papá Javier, por inculcarme e inspirarme a ser una mujer fuerte y soñadora.

A mis gorditos, Eva, Magda y Gordito, por su infinita paciencia, acompañarme permanentemente con su lenguaje amoroso y motivarme con solo mirarme a avanzar día tras día todos estos años.

A las maravillosas amigas que la universidad del Valle me dejó, Teresita, Eliana, Paula y Taty, por guiarme, motivarme y ser ese abrazo reconfortante que necesité.

A mis amigos de montaña, Josue, Osquitar, Claudía, Yamilet, Patricia, por los caminos que recorrimos y conocimos cada fin de semana.

A mis estudiantes de pregrado, Gina, Cesar, Mateo; Nilson y Larry, por enseñarme a enseñar, por su constancia y aportes en esta tesis.

A la profesora Jenny, por tener las palabras precisas en el momento indicado. Su guía, apoyo y confianza en esta tesis, nunca las olvidaré.

A la profesora Tatiana, por permitirme conocer la investigación e impulsarme a realizar los estudios de doctorado.

A la profesora Patricia por su paciencia, preocupación y orientación para que lograra culminar este proceso.

A la Universidad del Valle por abrirme sus puertas y respaldar mis estudios con sus instalaciones, recursos, convocatorias internas y profesorado.

Al departamento de Ciencia Tecnología e Innovación-COLCIENCIAS por financiar mis estudios de doctorado.

A la montaña y el running por recordarme lo capaz que puedo ser, y mostrarme que, todo lo que vale la pena tarda más en llegar, siempre habrá recompensa.

A Azulito por llegar a mi vida y darle amor, cariño y colores, por su incalculable ayuda, paciencia y motivación. “Valió la pena. Era el momento de volver a la cotidianidad, sus tres gordos la esperaban en casa”.- Flotar.-

A la vida por regalarme grandes personas durante este proceso de formación académica, mental y espiritual.

Tabla de Contenido

Introducción	1
Objetivos de la investigación	4
Capítulo 1. Desarrollo un sustrato sintético que simula agua residual doméstica	5
1.1 Introducción	5
1.2 Revisión de literatura	6
1.2.1 Agua Residual domestica	6
1.2.2 Características del agua residual doméstica	10
1.2.3 Biodegradabilidad del agua residual	11
1.2.4 Métodos para determinar la biodegradabilidad del agua residual	12
1.2.5 Agua residual sintética	13
1.3 Metodología	16
1.3.1 Definición del protocolo de elaboración del sustrato sintético	16
1.3.2 Validación del protocolo de elaboración del sustrato sintético	21
1.4 Resultados y discusión	23
1.4.1 Fase I	23
1.4.2 Fase II	23
1.4.3 Preparación de soluciones	24
1.4.4 Caracterización del sustrato sintético	26
1.5 Conclusiones	26
Capítulo 2. Técnicas experimentales	41
2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO) – Método (5220) – Rango medio –800 mg.L ⁻¹ ...	41
2.1.1 Metodología	41
2.2 Preparacion de sustratos con fuente de carbon especifica (Acetato–NaAc).....	44
2.2.1 Metodología	45
2.3 Solidos totales– Método (2540)	47
2.3.1 Metodología	47
2.4 Índice volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación (Vs)	51
2.4.1 Metodología	51
2.5 Densidad de gránulos	52
2.5.1 Metodología	52
2.6 Determinación del tamaño de la biomasa granular	55
2.6.1 Metodología	55

2.7	Coeficiente de integridad (CI) o estabilidad	57
2.7.1	Metodología	57
2.8	Velocidad de la zona de sedimentación.....	59
2.8.1	Metodología	59
Capítulo 3.	Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo - PGA	76
3.1	Introducción	76
3.2	Metodología	77
3.2.1	Preparación del sustrato	77
3.2.2	Aplicación del protocolo	80
3.2.3	Determinación del potencial de granulación	88
3.3	Conclusiones	93
Capítulo 4.	Unidad experimental	109
4.1	Introducción	109
4.2	Revisión de literatura	110
4.2.1	Configuración de los reactores	110
4.2.2	Reactor de flujo continuo	111
4.2.3	Reactor discontinuo secuencial (SBR)	112
4.2.4	Parámetros de control	114
4.2.5	Consideraciones del capítulo	117
4.3	Descripción de la unidad experimental	119
4.3.1	Configuración unidad experimental	119
4.4	Variables de operación	122
4.4.1	Ciclo operacional	124
4.5	Conclusiones	124
Capítulo 5.	Adaptación y selección de inóculos	146
5.1	Introducción	146
5.2	Revisión de literatura	147
5.2.1	Lodo granular aerobio (LGA)	147
5.2.2	Inóculo	149
5.2.3	Sustrato	149
5.2.4	Concentración de oxígeno disuelto	152
5.2.5	pH	152
5.2.6	Temperatura	152
5.2.7	Caracterización del gránulo aerobio	152

5.2.8	Consideraciones del Capitulo	154
5.3	Metodología	155
5.3.1	Localización de la investigación	155
5.3.2	Desarrollo experimental	155
5.3.3	Unidad experimental	156
5.3.4	Sustrato	156
5.3.5	Inóculos y adaptación	158
5.3.6	Ciclo operacional	164
5.3.7	Control y seguimiento	165
5.3.8	Técnicas analíticas	166
5.3.9	Análisis estadístico	167
5.4	Resultados y análisis	167
5.4.1	Comportamiento del sustrato de acetato (NaAc)	168
5.4.2	Comportamiento de la temperatura	169
5.4.3	Comportamiento de los sólidos suspendidos (SST y SSV)	170
5.4.4	Comportamiento del índice volumétrico de lodos (IVL ₅ e IVL ₃₀)	172
5.4.5	Comportamiento de la materia orgánica (DQO)	175
5.4.6	Efecto de los inóculos	176
5.5	Conclusiones	185
Capítulo 6. Evaluación del desempeño del RGA tratando agua residual domestica sintética		202
6.1	Introducción	202
6.2	Revisión de literatura	203
6.2.1	Agua residual sintética	203
6.2.2	Aplicación de los gránulos aerobios	203
6.2.3	Consideraciones del Capitulo	206
6.3	Metodología	206
6.3.1	Desarrollo experimental	206
6.3.2	Unidad experimental	206
6.3.3	Sustrato	206
6.3.4	Inóculos y adaptación	207
6.3.5	Ciclo operacional	209
6.3.6	Control y seguimiento	210
6.3.7	Técnicas analíticas	210

6.3.8	Análisis estadístico	211
6.4	Resultados y análisis	211
6.4.1	Comportamiento del sustrato sintético (SS)	211
6.4.2	Comportamiento del inóculo	219
6.4.3	Comportamiento de la materia orgánica en términos de DQO y nutrientes (N y P) 225	
6.5	Conclusiones	227
Capítulo 7.	Estudio de las comunidades microbiológicas	247
7.1	Introducción	247
7.2	Revisión de literatura	248
7.2.1	Microbiología del tratamiento de agua residual	248
7.2.2	Agregación bacteriana del LGA	248
7.2.3	Diversidad microbiológica en el LGA	249
7.3	Metodología	250
7.3.1	Selección y toma de muestras	250
7.3.2	Análisis de la comunidad microbiana.	251
7.4	Resultados y análisis	251
7.5	Conclusiones	256
Capítulo 8.	Consideraciones finales	273
8.1	Conclusiones	273
8.2	Recomendaciones	275
ANEXOS		276

Lista de Figuras

Figura 1-1 Composición del agua residual doméstica.....	7
Figura 1-2 Composición del agua residual doméstica.....	12
Figura 1-3 Fases del proceso de desarrollo del sustrato sintético.....	16
Figura 1-4 Diagrama de procesos: composición química del AR de la PTAR-C.....	18
Figura 1-5 Reactores para montaje de validación del protocolo: prueba Zahn Wellens	22
Figura 1-6 Fases del sustrato en la investigación.....	23
Figura 1-7 Comportamiento de la DQO del SS para los reactores MEZ y ANA-II.	24
Figura 2-1 Curva de calibración DQO, DQOTeórica Vs absorbancia	44
Figura 2-2 Curva de calibración DQO, DQO NaACTeórica. Vs absorbancia.....	47
Figura 2-3 Clasificación de los sólidos	50
Figura 2-4 Picnómetro	53
Figura 2-5 Gráficas de SST y SSV para diámetros de LGA	57
Figura 2-6 Curva de sedimentación de lodo	60
Figura 3-1 Fases de aplicación del PGA PGA.....	77
Figura 3-2 Adaptación del lodo y selección del inóculo	79
Figura 3-3 Esquema reactor de columna tipo SBR.....	81
Figura 3-4 Esquema de la determinación del PGA.....	88
Figura 3-5 de la DQO durante la operación del reactor	89
Figura 3-6 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (inóculo- ciclo 08).....	90
Figura 3-7 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (Ciclo 32- ciclo 70)	91
Figura 3-8 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (ciclo 79- ciclo 86).	92
Figura 3-9 Gráfico redondez y circularidad para la biomasa granular	93
Figura 4-1 Ciclo de operación de un SBR para granulación aerobia	112
Figura 4-2 Visualización del análisis de literatura para granulación aerobia “LGS”.....	118
Figura 4-3 Visualización del análisis de literatura por tiempo de publicación “LGA”	118
Figura 4-4 Esquema del prototipo	119
Figura 4-5 Unidad experimental, reactor SBR	120
Figura 4-6 Bombas peristálticas modelo Cole Parmer 7553-70.....	121
Figura 4-7 Equipos de aireación SBR.....	121
Figura 4-8 Diagrama del circuito para el reactor SBR	122
Figura 4-9 Ensamble de los equipos para la automatización del SBR.....	122
Figura 5-1 Estructura en capas de un gránulo aerobio.....	148
Figura 5-2 Numero de publicaciones por año relacionados con LGA	155
Figura 5-3 Esquema de la metodología general de la investigación (fase I y fase II).....	156
Figura 5-4 Curva de calibración NaACTeórica. vs absorbancia	158
Figura 5-5 Inóculos de la Fase I.....	158
Figura 5-6 Pre tratamiento de lodos en conos Imhoff de 1L.....	159
Figura 5-7 Adaptación de inóculos en conos Imhoff de 1L.....	160
Figura 5-8 Comportamiento de la adaptación- Inóculo Anaerobio	162

Figura 5-9 Comportamiento de la adaptación- Inóculo Anaerobio para mezcla (Aerobio- Anaerobio).....	163
Figura 5-10 Comportamiento del afluente en términos de la DQO del SA pata los inóculos...	169
Figura 5-11 Comportamiento de la Temperatura (°C) del SA pata los inóculos	170
Figura 5-12 Comportamiento de los SST y SSV en los inóculos AER, ANA y MEZ.	172
Figura 5-13 Comportamiento de IVL ₅ e IVL ₃₀ en los inóculos AER, ANA y MEZ.	174
Figura 5-14 Comportamiento de la DQO en los inóculos AER, ANA y MEZ.	176
Figura 5-15 Comportamiento de diámetro y CI en los inóculos AER, ANA y MEZ.	177
Figura 5-16 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio	179
Figura 5-17 Distribución del diámetro inóculo Aerobio.....	179
Figura 5-18 Lodo Aerobio- Día 48.....	180
Figura 5-19 Comportamiento de la morfología del inóculo Anaerobio.....	181
Figura 5-20 Distribución del diámetro inóculo Anaerobio.....	182
Figura 5-21 Lodo Anaerobio- Día 48.	182
Figura 5-22 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio-Anaerobio.	184
Figura 5-23 Distribución del diámetro inóculo Aerobio-Anaerobio.	184
Figura 5-24 Lodo Aerobio - Anaerobio- Día 48.....	185
Figura 6-1 Inóculos de la Fase II	207
Figura 6-2 Comportamiento de la adaptación- Inóculo Anaerobio II.....	208
Figura 6-3 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: DQO - Reactor Aerobio -Anaerobio	212
Figura 6-4 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: DQO - Reactor Anaerobio.....	213
Figura 6-5 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: NH ₄ + L ⁻¹ - Reactor Aerobio -Anaerobio	214
Figura 6-6 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: NH ₄ + L ⁻¹ - Reactor Anaerobio	214
Figura 6-7 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: PO ₄ ³ L ⁻¹ - Reactor Aerobio -Anaerobio	215
Figura 6-8 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: PO ₄ ³ L ⁻¹ - Reactor Anaerobio	216
Figura 6-9 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: pH- Reactor Aerobio -Anaerobio ..	217
Figura 6-10 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: pH- Reactor Anaerobio.....	217
Figura 6-11 Diagrama de cajas DQO sustrato sintético -Fase II.....	219
Figura 6-12 Comportamiento de la biomasa en los inóculos MEZ y ANA-II, Fase-II.....	221
Figura 6-13 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio- Anaerobio (MEZ), Fase II.	222
Figura 6-14 Comportamiento de la morfología del inóculo Anaerobio (ANA-II), Fase II.	223
Figura 6-15 Distribución del diámetro inóculo Aerobio- Anaerobio (MEZ), Anaerobio (ANA-II), Fase II.	223
Figura 6-16 Comportamiento de la Temperatura (°C) del SA pata los inóculos	225
Figura 6-17 Comportamiento de la DQO y N en los inóculos MEZ y ANA-II, Fase-II.	226
Figura 7-1 Proceso de formación del gránulo aerobio.....	249
Figura 7-2 Abundancia relativa a nivel de Filo	252
Figura 7-3 Abundancia relativa a nivel de Familia	254

Figura 7-4 Abundancia relativa a nivel de Genero.....	254
Figura 7-5 Abundancia relativa a nivel de Especie	255
Figura 7-6 Similaridad para la diversidad de taxones microbianos	256

Lista de Tablas

Tabla 1–1 Composición orgánica del AR en términos de DQO	8
Tabla 1–2 Caracterización de ARD en Colombia	11
Tabla 1–3 Biodegradabilidad del AR doméstica.....	11
Tabla 1–4 Pruebas de BD Normalizadas por la OCDE y su correspondencia con otras pruebas	13
Tabla 1–5 Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de ARD	14
Tabla 1–6 Rangos establecidos para parámetros fisicoquímicos del AR	17
Tabla 1–7 Composición orgánica del AR de la PTAR–C.....	18
Tabla 1–8 Soluciones orgánicas para la mezcla del sustrato.....	19
Tabla 1–9 Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico.....	19
Tabla 1–10 Soluciones de sales minerales (macronutrientes)	20
Tabla 1–11 Soluciones de micronutrientes	20
Tabla 1–12 Caracterización fisicoquímica del sustrato sintético	21
Tabla 1–13 Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de ARD	22
Tabla 1–14 Composición del sustrato sintético utilizado en la Fase II para simular características de ARD	24
Tabla 2–1 Curva de calibración para hallar la DQO _{Teórica}	43
Tabla 2–2 Curva de calibración para hallar la DQO _{Teórica} del NaAc	47
Tabla 2–3 Cálculo de densidad para muestra de lodo aerobio.....	54
Tabla 2–4 Solución amortiguadora de fosfato (Laguna, 1999)	56
Tabla 2–5 Ejemplo para evaluar el CI.....	58
Tabla 3–1 Soluciones de sales minerales	78
Tabla 3–2 Soluciones de micronutrientes	78
Tabla 3–3 Parámetros utilizados para el protocolo PGA	82
Tabla 3–4 Ciclos de operación	83
Tabla 3–5 Metodologías implementadas en el protocolo de PGA	84
Tabla 3–6 Relaciones entre el IVL y las características de compactación y sedimentación	84
Tabla 3–7 Características fisicoquímicas – Ensayo PGA	88
Tabla 4–1 Ciclos operacionales empleados en la granulación aerobia.....	113
Tabla 4–2 Configuración empleada en la unidad experimental.....	120
Tabla 4–3 Ciclos de operación empleados en la unidad experimental.....	124
Tabla 5–1 Curva de calibración DQO _{Teórica} del NaAc	157
Tabla 5–2 Adaptación del inóculo aerobio al SA	160
Tabla 5–3 Características del inóculo aerobio adaptado.....	161
Tabla 5–4 Adaptación del inóculo anaerobio al SA.....	161
Tabla 5–5 Características del inóculo anaerobio adaptado	162
Tabla 5–6 Adaptación del inóculo aerobio al SA para la mezcla (Aerobio–Anaerobio)	163
Tabla 5–7 Adaptación del inóculo anaerobio al SA para la mezcla (Aerobio–Anaerobio)	163
Tabla 5–8 Características del inóculo aerobio adaptado para mezcla (Aerobio–Anaerobio)....	164

Tabla 5-9 Características del inóculo anaerobio adaptado para mezcla (Aerobio-Anaerobio)	164
Tabla 5-10 Ciclo y cambios operacionales en la Fase I.....	164
Tabla 5-11 Variables de control y seguimiento en la Fase I.....	165
Tabla 6-1 Estudios realizados en la aplicación de lodo granular aerobio	205
Tabla 6-2 Adaptación del inóculo anaerobio al SS.	208
Tabla 6-3 Características del inóculo anaerobio II adaptado.	208
Tabla 6-4 Adaptación del reactor MEZ en la Fase II.....	209
Tabla 6-5 Ciclo y cambios operacionales en la Fase II.....	209
Tabla 6-6 Variables de control y seguimiento en la Fase II.	210
Tabla 6-7 Caracterización del sustrato sintético utilizado en la Fase II para simular características de ARD	218
Tabla 7-1 Nomenclatura de las muestras microbiológicas	250

Introducción

En Colombia, el tratamiento de agua se ha convertido en uno de los problemas ambientales más críticos y crecientes, debido principalmente a los vertimientos generados por el sector agrícola e industrial y las descargas de agua residual doméstica de las grandes ciudades como Bogotá, Cali, Medellín y Barranquilla. Así que, aunque la construcción de sistemas de tratamiento de agua en Colombia ha venido tomando fuerza en los últimos años, esta no puede dejar de ser un problema prioritario a resolver, ya que la urbanización y la expansión de los sistemas de suministro de agua y saneamiento dan pasos agigantados, especialmente en las ciudades de rápido crecimiento, lo que aumenta la demanda de agua y la generación de agua residual doméstica, convirtiéndose esta última en uno de los mayores retos asociados al crecimiento poblacional (United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), 2017).

El no tratamiento del agua residual domestica causa grandes daños a la biota acuática, al ambiente y a la salud pública, pues aumenta la probabilidad de contraer enfermedades. Por estas razones, es necesario realizar una adecuada gestión y un cambio de percepción del agua residual doméstica, con el fin que deje de ser un recurso no valorado y no aprovechado; dado que representa una fuente asequible y sostenible de agua, energía, nutrientes, materia orgánica y entre otros subproductos. En afinidad con lo anterior, la Agenda de Desarrollo Sostenible (ADS) del 2030, presentó dentro de sus principales metas la reducción de la mitad de agua residual no tratada y el aumento de su reciclaje y reúso seguro a nivel mundial, esto como medida al bajo tratamiento del agua residual y a la urgente necesidad de actualizar las tecnologías y las opciones de reúso del agua (United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), 2017).

En el tratamiento de agua residual, existen diferentes tipos de tecnologías que se dividen en: pre tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario o avanzado. La selección de los tratamientos o de la tecnología apropiada, depende de factores en los que se incluyen principalmente la calidad de los vertimientos, calidad del agua deseada después del tratamiento, legislación ambiental específica de la zona, costos asociados y disponibilidad de terrenos (Superservicios, 2014).

El tratamiento secundario se refiere a todos los procesos de tratamiento biológico en el agua residual. Durante este proceso la materia orgánica y los sólidos suspendidos son removidos por medio de microorganismos que la usan como fuente de energía y de carbono para su crecimiento y reproducción. Dependiendo del aceptor final de los electrones en la oxidación de la materia orgánica, los tratamientos biológicos se pueden clasificar en: sistemas aerobios (el oxígeno es el aceptor final), sistemas anaerobios (el aceptor final es la propia materia orgánica) y sistemas anóxicos (el aceptor final de electrones no es el oxígeno ni la materia orgánica) (Condorchem Envitech, 2017). Adicionalmente, estos procesos pueden llevarse a cabo de forma suspendida o adherida a algún soporte como medio de crecimiento, porque las células microbianas se encuentran en un amplio rango de tamaños, formas y fases (individuales o agregadas con diferentes microestructuras). Tales características, representan la condición de la biomasa, la cual tiene un efecto significativo en la supervivencia de los organismos y en la transferencia de nutrientes, lo que en consecuencia se contempla en la eficiencia global del tratamiento (Chernicharo, 2013).

El sistema de lodos activados es ampliamente utilizado a nivel mundial para el tratamiento de agua residual domestica e industrial, sobretudo en situaciones en que se requiere una elevada calidad del efluente. Su tecnología se basa en proporcionar un contacto íntimo entre el agua residual y el lodo biológicamente activo, mediante el cultivo libre o en suspensión de la biomasa. La transformación de los contaminantes

del agua residual se ejecutan en el tanque de aireación, y posteriormente, ocurre la sedimentación de los sólidos (biomasa) en el decantador secundario (von Sperling, 2014). En ocasiones, el lodo activado que se asienta en el decantador es de naturaleza floculante y presenta en su mayoría, baja densidad y malas propiedades de sedimentabilidad, lo que provoca el arrastre de la biomasa en el efluente del sistema (Lee et al., 2017).

Una de las principales características de los sistemas aerobios es el rápido crecimiento de los microorganismos, dado que el oxígeno es el aceptor final preferido por las células, se conlleva a obtener mayores rendimientos energéticos y una importante generación de lodos (Condorchem Envitech, 2017). Por lo anterior, las plantas de tratamiento de agua residual basadas en procesos de lodos activados requieren de grandes áreas para las unidades de sedimentación (30 al 50% del área total de la planta) (Lopez et al., 2017) y del uso de bombas de recirculación para poder mantener estable la concentración de la biomasa en el reactor, lo que provoca un consumo significativo de energía.

En los últimos años, restricciones por la disposición de lodos y residuos peligrosos, la contaminación del aire y el control de olores, además de otros factores, han generado un impacto sustancial en la aplicabilidad del tratamiento aerobio de agua residual (Lee et al., 2017), y, a pesar de que el tratamiento de agua residual tiene como objetivo la remoción de contaminantes, el reúso y la disminución de daños al ambiente, este ha traído como consecuencia la formación de lodos residuales que implican un costo adicional en su manejo y disposición (Oropeza, 2006). Es por esto que, para superar las actuales desventajas de las plantas de tratamiento de agua residual convencional, la biomasa tiene que crecer en forma compacta, como lodo granular y los avances deben ser orientados al desarrollo de estructuras reducidas que combinen alta eficiencia de degradación, menor consumo de energía, producción de lodos, bajas emisiones de carbono y bajo costo de construcción y mantenimiento.

Recientes estudios señalan el desarrollo de la granulación aerobia como una alternativa para superar los problemas de baja densidad y lavado de biomasa, que se produce usualmente en los tratamientos biológicos aerobios, el éxito del mismo depende de la capacidad metabólica de los microorganismos y de la eficiente separación entre biomasa y efluente tratado. Cualquier proceso biológico de tratamiento es considerado económico, si puede operarse a bajos tiempos de retención hidráulica y a tiempos de retención de sólidos suficientemente largos para permitir el crecimiento de microorganismos (Chernicharo, 2013).

La granulación aerobia representa una estrategia innovadora de inmovilización celular, es una biotecnología ambiental desarrollada con el propósito de generar un tratamiento de alta eficiencia en el agua residual porque presenta ventajas en retención de biomasa y capacidad para mantener una alta concentración de microorganismos en el reactor.

En conclusión, al ser los gránulos aerobios más compactos y pesados, necesitan de menores tiempos de sedimentación para separarse del efluente tratado, no requieren de extensas áreas, ni tampoco de grandes tanques sedimentadores, así que, una gran cantidad de agua residual puede ser tratada con esta tecnología dentro de una quinta parte del espacio ocupado por una planta de tratamiento convencional. Mantiene alrededor de tres a cinco veces más de biomasa por litro de agua residual, lo que permite un mayor volumen de agua tratada en un menor tiempo; además de reducir la pérdida de biomasa y con esto la probabilidad de que los contaminantes celulares o los nutrientes escapen del sistema (Sarma et al., 2017a).

Como se ha mencionado, la aplicación de la tecnología de lodo granular en el tratamiento aerobio de agua residual sería favorable; sin embargo, aún se desconocen condiciones y mecanismos para promover el crecimiento de bacterias aerobias en gránulos. La mayor parte de los estudios realizados hasta el momento, han desarrollado sus investigaciones con inóculos provenientes de los sistemas de lodos activados convencionales (Pronk *et al.*, 2015; Wan *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017, Jafari Kang y Yuan, 2017). No existe un estudio orientado al papel que desenvuelve el inóculo en la granulación aerobia y de acuerdo con Liu y Tay (2004), existe evidencia en la granulación anaerobia de que las características que conforman el lodo inoculador influyen profundamente en la formación y propiedades de los gránulos, lo que podría trasladarse a la granulación aerobia. Conforme a esto, es donde la investigación quiere entregar un aporte al entendimiento de la tecnología granular aerobia para generar alternativas de inóculos que permitan facilitar su adquisición y el arranque de reactores, así como su viabilidad económica, esto con el fin de posibilitar, diversificar y extender su implementación.

La tesis doctoral fue estructurada a través de 7 capítulos principales y un capítulo final de consideraciones generales y recomendaciones. En el Capítulo 1 se presenta el desarrollo del sustrato sintético utilizado en la Fase II de la experimentación. El Capítulo 2, las técnicas experimentales implementadas en esta investigación. Posteriormente, el Capítulo 3 desarrolla el Protocolo de Granulación Aerobia (PGA), una herramienta de evaluación y toma de decisión, útil para diferentes escalas de aplicación en la granulación. Después en los capítulos 4,5,6 y 7 se abordan individualmente los tres objetivos específicos de la presente investigación con su metodología, resultados y conclusiones. Finalmente, en el Capítulo 8 se presentan las principales conclusiones en torno a la investigación y recomendaciones para estudios futuros. Cada capítulo fue acompañado de su bibliografía.

Objetivos de la investigación

Objetivo general:

- Evaluar a escala de laboratorio dos fuentes de inóculo para un reactor granular aerobio tratando agua residual sintética

Objetivos específicos

- Seleccionar el lodo fuente de inóculo que presente la mejor capacidad de sedimentación y propiedades de superficie (aerobio, anaerobio y sus combinaciones) para la formación de gránulos aerobios.
- Evaluar el desempeño en términos de conformación de gránulos y transformación de materia orgánica carbonasea y nitrogenada del reactor granular aerobio - RGA en el tratamiento de agua residual sintética usando el lodo seleccionado como fuente de inóculo.
- Identificar las comunidades microbianas de los gránulos aerobios obtenidos en el RGA.

Capítulo 1. Desarrollo un sustrato sintético que simula agua residual doméstica

1.1 Introducción

La mayoría de las actividades humanas que utilizan agua, producen a su vez agua residual (AR). En gran parte del planeta, el agua residual es liberada directamente al ambiente sin un tratamiento adecuado, con efectos perjudiciales para la salud humana, la productividad económica, la calidad de los recursos de agua dulce y los ecosistemas. En promedio, los países con altos ingresos tratan el 70% del agua residual municipal e industrial que generan, mientras que, en los países de bajos ingresos, sólo el 8% del agua recibe tratamiento de cualquier tipo. De esta manera, más del 80% del agua residual del mundo es vertida sin tratamiento (United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), 2017).

El manejo inadecuado de los residuos líquidos se ha convertido en una variable de sumo cuidado, el fenómeno de urbanización y expansión de los sistemas de suministro de agua y saneamiento dan pasos agigantados, especialmente en ciudades de rápido crecimiento, lo que aumenta la demanda global de agua y la generación de agua residual doméstica, convirtiéndose esta última en uno de los mayores retos asociados al crecimiento poblacional (United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), 2017 Troschinetz & Mihelcic, 2009)

El agua residual doméstica (ARD) es el agua que fue usada por una comunidad, contiene la combinación de todos los residuos adicionados durante su uso, tales como: sólidos grandes flotantes y en suspensión (heces, trapos, recipientes de plástico), sólidos pequeños en suspensión (heces parcialmente desintegradas, papel, cáscara vegetal) y sólidos muy pequeños en suspensión coloidal (es decir, no sedimentable), además de contaminantes solubles y organismos patógenos (Mara, 2004).

El no tratamiento del agua residual domestica causa grandes daños a la biota acuática, al ambiente y a la salud pública, al aumentar la probabilidad de contagio de enfermedades. Por estas razones, es necesario realizar una adecuada gestión y un cambio de percepción del agua residual doméstica, con el fin de que este deje de ser un recurso no valorado y no aprovechado, pues representa una fuente asequible y sostenible de agua, energía, nutrientes, materia orgánica y otros subproductos (Mara, 2004).

El estudio de la composición del agua residual doméstica y las variaciones de sus constituyentes son un propósito significativo en materia de investigación, que puede dar lugar a un mejor control y optimización en los procesos de tratamiento existentes, y al desarrollo de otros nuevos (Henze et al., 2002). Efectos sobre la disminución de la velocidad o inhibición en la transformación de los contaminantes por presencia de elementos resistentes al tratamiento (Ronzano & Dapena, 1995); pueden ser ocasionados por la procedencia de los constituyentes y/o sus interacciones, lo cual influye notoriamente en la selección y en el funcionamiento, pues estas variaciones son importantes para su diseño, operación y control (Chen et al., 2020).

Aunque la composición del agua residual doméstica no presenta una variación significativa, la cantidad y calidad es determinada por muchas variables. No todos los seres humanos producen la misma cantidad de residuos líquidos (esto está influenciado por el comportamiento de las poblaciones: estilo de vida y nivel socioeconómico, así como el marco jurídico por el cual están rodeadas); de ahí que la concentración varíe de un lugar a otro y presente modificaciones en el tiempo, debido a las diferentes proporciones de las

sustancias descargadas. Las concentraciones altas representan en la mayoría de los casos, bajo consumo de agua, mientras que, en horarios de consumo alto de agua, la concentración es representativamente menor (Chen et al., 2020).

El muestreo de agua es otro de los desafíos ocasionados por las variaciones en las contracciones del flujo y sus componentes; un ejemplo de esto, es el nitrógeno amoniacal presente en el ARD, cuya fuente principal es la orina y suele mostrar un efecto diurno alto, tendiente a disminuir su concentración en las horas de la noche (Chen et al., 2020). La presencia en el agua residual de detergentes, materia orgánica refractaria (aquella que tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento, ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas), metales pesados, nutrientes y patógenos, entre otros, también demandan una mayor complejidad e interferencia en la simulación de los procesos físicos, químicos y biológicos en las plantas de tratamiento (Viruela, 2014).

A causa de las dificultades mencionadas que representa estudiar el agua residual doméstica (ARD), se han realizado diversos estudios de sustratos sintéticos que permiten variar sus características de acuerdo con las necesidades de la investigación. Estos sustratos favorecen la optimización de procesos existentes con miras a posibilitar el reúso del agua residual, lo que en la actualidad cobra un papel de gran importancia, puesto que además de solucionar el problema de contaminación, permite aumentar la disponibilidad del recurso sin necesidad de seguir explotando fuentes convencionales para el suministro de agua (Seguí Amórtégui, 2004).

En el presente Capítulo se describe la metodología implementada para la elaboración del sustrato sintético que simuló el ARD como instrumento primordial para el desarrollo de la investigación, en virtud de, entender con mayor precisión los efectos provocados por las variaciones de los constituyentes sobre el rendimiento de la tecnología granular aerobia. El sustrato sintético del estudio simula las principales características de un agua residual doméstica tomando como base las características del afluente de la Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR- C) “Cañaveralejo” (Cali, Colombia). Su validación fue realizada mediante ensayos de biodegradabilidad que mostraron el grado de reproducibilidad con respecto al AR de la PTAR-C.

1.2 Revisión de literatura

1.2.1 Agua Residual domestica

El término agua residual doméstica (ARD) se refiere a residuos líquidos provenientes de residencias, instituciones y edificios comerciales, conformados principalmente por residuos orgánicos de cocina, baños y lavaderos. El ARD está compuesta por 99.9% agua y 0.1% sólidos (Tebbutt, 1988), siendo este último porcentaje el tratado en una planta de agua residual (PTAR).

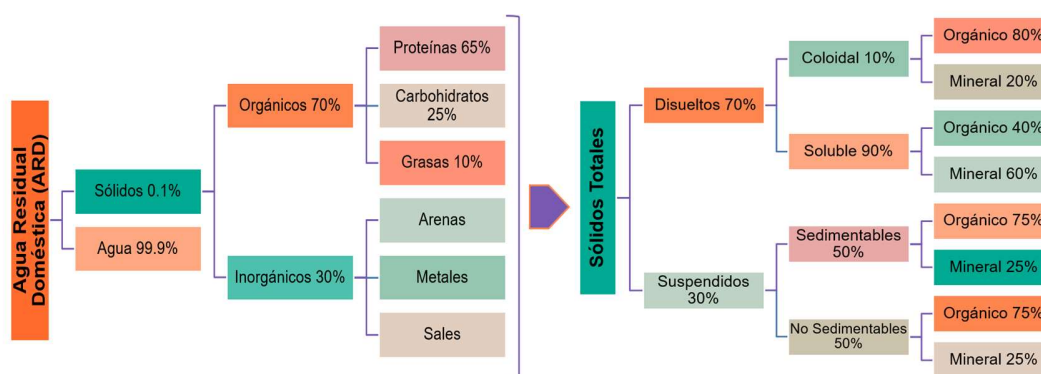
El ARD contiene variedad de componentes orgánicos e inorgánicos (suspendido y disuelto) con diferentes características fisicoquímicas; sus contaminantes o tipos de contaminantes dependerán de la fuente de generación (Kurniawan et al., 2006) y de los hábitos de vida propios de la región (Huang et al., 2010). Metcalf & Eddy (2003) mencionan que los tipos de constituyentes se puede clasificar en: i) Convencionales (sólidos suspendidos y coloidales, materia orgánica carbonácea, nutrientes y microorganismos patógenos); ii) No convencionales (orgánicos refractarios, orgánicos volátiles, surfactantes, metales, sólidos disueltos) y iii) Emergentes (medicinas, detergentes sintéticos, antibióticos veterinarios y humanos, hormonas y esteroides). La presencia de los no convencionales y emergentes en el ARD son causados

por la mezcla de agua residual industrial en los sistemas de alcantarillado combinado. En la Figura 1-1 se muestra una composición característica de ARD.

En términos generales, se ha determinado que el 70% de los sólidos presentes en el ARD son orgánicos y el 30% son inorgánicos. El material sólido presente es una mezcla de heces, partículas de alimentos, papel higiénico, grasa, aceite, jabón, sales, metales, detergentes y arenas. Los metales, y compuestos químicos como nitrógeno, fósforo, azufre, cloruros, compuestos tóxicos, entre otros, constituyen la parte inorgánica (Henze & Ledin, 2001, Pescod, 1992).

La mayor proporción del material sólido (70%) se encuentra como disuelto y se constituye por 10% de sólidos coloidales y 90% de sólidos solubles; a su vez, la primera fracción de coloidales conforma el 80% de material orgánico y el 20% de inorgánico, mientras la segunda fracción presenta alrededor del 40% en material orgánico. Se pueden encontrar gases disueltos como sulfuro de hidrógeno, metano, amoníaco, oxígeno, dióxido de carbono y nitrógeno, de los cuales los tres primeros resultan de la descomposición de la materia orgánica presente (Henze & Ledin, 2001).

Figura 1-1 Composición del agua residual doméstica



Nota: Adaptado de Pescod (1992), Henze & Ledin (2001)

La materia orgánica en el agua residual se ha caracterizado tradicionalmente en términos de los parámetros DQO, DBO₅ y Carbono Orgánico Total (COT) (Raunkjaer et al., 1994), su medición corresponde a compuestos heterogéneos con diversos pesos moleculares, que van desde simples como el ácido acético, hasta los complejos polímeros (Henze, 1992).

Sophonsiri & Morgenroth (2004) analizaron cuantitativamente los valores de la DQO contenidos en proteínas, carbohidratos y lípidos en el AR municipal, industrial y agrícola. Después de la sedimentación primaria, la contribución a la DQO del AR por parte de las proteínas, carbohidratos y lípidos varió entre 92,6% y 99,9 %; es decir, la mayor parte de la materia orgánica fue explicada por la suma de estos tres compuestos. Asimismo, Heukelekian & Balmat (1959) descubrieron que la composición del AR en términos de lípidos, aminoácidos y carbohidratos no cambiaba significativamente entre las temporadas de invierno y verano. (Raunkjaer et al., 1994) obtuvieron resultados similares en las fracciones de la DQO evaluadas durante el día y la noche, donde se evidenció una variación del 10% en la fracción de carbohidratos (desviación estándar 7%), la cual fue atribuida a la naturaleza fácilmente degradable y a los diferentes tiempos de residencia en el alcantarillado municipal, ya que las proteínas y los azúcares difieren en su biodegradabilidad (Huang et al., 2010).

El contenido de MO en el agua residual incide en la biodegradación y la eliminación de nutrientes, dado que la composición química (proteínas, carbohidratos y lípidos), así como el tamaño molecular, afectan directamente el tratamiento. La MO se clasifica en: (i) particulada, la cual de acuerdo con lo estudiado por Eliosov & Argaman (1995) constituye más del 50% de la carga orgánica del ARD y (ii) disuelta (Dignac et al., 2000), esta última conformada por una fracción de rápida degradación y otra de lenta degradación. De los principales compuestos orgánicos, los aminoácidos (base de las proteínas) y monosacáridos (carbohidratos) son rápidamente biodegradable, mientras que los compuestos conformados por cadenas largas como proteínas, lípidos y polisacáridos son de biodegradabilidad lenta.

Aunque la fracción orgánica soluble y particulada no siempre guarda una relación directamente proporcional con la velocidad de biodegradación que presenta el AR (Henze, 1992), puede llegar a existir una cierta correlación, dado que la mayor parte de la materia orgánica con biodegradabilidad lenta es particulada y requiere de hidrólisis extracelular para provocar moléculas de menor tamaño (<103 AMU, por sus siglas en inglés Atomic Mass Unit) que sean metabolizadas por las células bacterianas (Morgenroth et al., 2002, White, 2000). Por otro lado, la MO soluble puede presentar también una fracción no biodegradable como en el caso de los compuestos refractarios, aportados principalmente por las descargas industriales (Choi et al., 2017).

A pesar de que las principales fracciones orgánicas del agua residual doméstica lo conforman las proteínas, lípidos, carbohidratos y demás derivados de las actividades humanas, estos no explican por completo el total de la materia orgánica presente en un AR, muestra de ello, en la Tabla 1-1 se indican diversos estudios que determinan la fracción no identificable de la DQO, la cual oscila entre el 20% y el 80% de la DQO global. La fracción no identificada podría deberse a la presencia de otros compuestos orgánicos (por ejemplo, surfactantes orgánicos, ácidos nucleicos, ácidos grasos volátiles) o a una interferencia durante la ejecución de los métodos analíticos utilizados para cuantificarlos (Dignac et al., 2000).

Tabla 1-1 Composición orgánica del AR en términos de DQO

Proteínas (%)	Carbohidratos (%)	Lípidos (%)	DQO no identificada (%)	DQO Total (mg O ₂ L ⁻¹)	Fuente
31	16	45	8	203	Heukelekian & Balmat (1959 ^a)
15	7	n.d	78	394	Narkis et al.(1980 ^b)
8	12	10	70	530	Henze (1992)
12	6	19	63	259	Tanaka et al. (1991)
28	18	31	22	n.d	Raunkjær et al. (1994)
18	16	7	59	967	Dignac et al.(2000) ^c

Nota: Adaptado de Sophonsiri & Morgenroth (2004)

n.d. = no determinado. a= Los valores informados son para la fracción de partículas de agua residual suponiendo una relación DQO/SSV de 1,42 y un contenido de DQO estándar para proteínas, carbohidratos y lípidos de 1,20 g DQO.g⁻¹ proteína, 1,13 g DQO. g⁻¹ carbohidrato y 2,03 g DQO. g⁻¹ lípido, respectivamente. b= Alcantarillado municipal con un tiempo de retención de 10 a 60 minutos. c= Suponiendo contenido de DQO estándar de proteínas, carbohidratos y lípidos.

En este sentido, las investigaciones han mostrado que los principales componentes orgánicos del agua residual doméstica están dados por proteínas, grasas y carbohidratos (Yao, 2014).

Proteínas: La proteína posee una estructura de gran peso molecular y altamente compleja. De acuerdo con el análisis de los componentes de los alimentos, los cereales, los huevos, la carne, los mariscos y las verduras son los principales contribuyentes de proteínas a la dieta humana y al AR doméstica (Yao, 2014).

Carbohidratos: Los carbohidratos son sin duda, uno de los nutrientes más importantes y los principales portadores de energía para las actividades humanas. El término se deriva de su fórmula empírica $C_m(H_2O)_n$ (tanto m como n son números enteros y son valores iguales o diferentes) y se clasifican estructuralmente en tres grupos químicos principales: monosacáridos, disacáridos y polisacáridos (Yao, 2014).

Los monosacáridos y disacáridos más comunes son glucosa y sacarosa con fórmula molecular $C_6H_{12}O_6$ y $C_{12}H_{22}O_{11}$, respectivamente. Así mismo, la glucosa representa el monómero de los polisacáridos típicos $(C_6H_{10}O_5)_n$ como el almidón y la celulosa, es decir, sus enlaces glucosídicos forman los polímeros mencionados (Yao, 2014). Los polifosfatos se encuentran principalmente en los residuos que contienen detergentes sintéticos (no biodegradables). La hidrólisis de polifosfatos, proceso en el que recuperan sus formas como ortofosfatos, tiene lugar en soluciones acuosas. No obstante, esta hidrólisis suele ser un proceso bastante lento. El ortofosfato o fósforo soluble, que representa más del 60% en el ARD (Tanner, 2001) es la forma inorgánica más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como un parámetro de control en los procesos de eliminación del fósforo; este incluye moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y, en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante en los lodos de ARD (Martínez, 2014). El análisis de fósforo envuelve dos pasos generales: (a) conversión de la forma de fósforo de interés a ortofosfato disuelto, y (b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto (IDEAM, 2007).

Lípidos: Las grasas son un grupo de productos químicos orgánicos que están hechos de ácidos grasos y glicerol. El ácido graso es un ácido carboxílico que contiene largas cadenas alifáticas. Hay alrededor de 20 ácidos grasos comunes en los alimentos que consisten en ácidos saturados e insaturados. Los productos lácteos, huevos, carnes, mariscos y aceites de cocina son los principales contribuyentes de la grasa a los alimentos, de modo que estos son la fuente lípidos del ARD (Yao, 2014).

Los componentes inorgánicos presentes en el agua residual incluyen sólidos de origen mineral tales, como las sales minerales, arcillas, arenas y gravas, y ciertos compuestos como sulfatos y carbonatos, que pueden sufrir algunas transformaciones químicas. Los sólidos inorgánicos están formados principalmente por nitrógeno, fósforo, cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos y algunas sustancias tóxicas como arsénico, cianuro, cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc. El nitrógeno y el fósforo son nutrientes abundantes en el AR a causa de la presencia de detergentes y fertilizantes; así como del aporte de nitrógeno orgánico generado por la excreta humana (Martínez, 2014).

Fósforo: El fósforo se encuentra en el agua natural y residual casi exclusivamente como fosfatos, los cuales se clasifican en: (i) ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$ y H_3PO_4), (ii) fosfatos condensados o polifosfatos (piro-, meta-, y otros polifosfatos) y (iii) fosfatos orgánicos (IDEAM, 2007). El fósforo aparece en dos formas: en compuestos orgánicos (proteínas) y en compuestos minerales (polifosfatos y ortofosfatos). Los polifosfatos se encuentran principalmente en los residuos que contienen detergentes sintéticos (no biodegradables). La hidrólisis de polifosfatos, proceso en el que recuperan sus formas como ortofosfatos, tiene lugar en soluciones acuosas. No obstante, esta hidrólisis suele ser un proceso bastante lento. El ortofosfato o fósforo soluble, que representa más del 60% en el ARD (Tanner, 2001), es la forma

inorgánica más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como un parámetro de control en los procesos de eliminación del fósforo; este incluye moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y, en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante en los lodos de ARD (Martínez, 2014). El análisis de fósforo envuelve dos pasos generales: (a) conversión de la forma de fósforo de interés a ortofosfato disuelto, y (b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto (Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2007)

Nitrógeno: El nitrógeno del AR se encuentra en forma orgánica e inorgánica; la forma orgánica puede estar contenida en la urea, aminoácidos, ácidos úricos, purines y pirimidinas, mientras que las formas inorgánicas en el ion amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nitroso y nitrógeno en forma gaseosa. El nitrógeno gaseoso incluye al nitrógeno gas (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2) y amoniaco libre (NH_3). Se conoce que, en el AR, alrededor del 40% del nitrógeno se encuentra en forma orgánica y el 60% en forma de ion amonio (Martínez, 2014).

1.2.2 Características del agua residual doméstica

El agua residual doméstica está determinada por parámetros físicos, químicos y biológicos que permiten establecer el grado de contaminación y el tratamiento más adecuado. Las características del ARD pueden ser de mayor o menor intensidad de acuerdo con diversos factores que permiten su transformación o mezcla con otros residuos líquidos:

Tipo de alcantarillado: La mayor parte de la actividad doméstica produce residuos orgánicos; sin embargo, durante el recorrido del alcantarillado se arrastran otros tipos de sustancias como: emisiones de los automóviles (hidrocarburos, plomo, otros metales, etc.), sales, ácidos, etc. A nivel mundial predominan dos tipos de alcantarillado: (1) separado, en estos sistemas el agua pluvial y residual es conducida individualmente por un drenaje y un alcantarillado sanitario, respectivamente y (2) combinado, el cual transporta agua pluvial y residual en un mismo conducto. Bajo la primera modalidad, el AR que ingresa a la planta de tratamiento es más constante y concentrada, lo que favorece el desempeño fiable y uniforme de los procesos (Barba, 2002).

Transporte y longitud de la red de alcantarillado: Mourato et al. (2003) y Flamink et al. (2005) mencionan que en los sistemas de alcantarillado de longitudes extensas se puede producir una reducción de DBO5 y DQO similar a la obtenida en los clarificadores primarios convencionales.

Infiltración: Gustafsson (2000) y Ellis (2001) afirman que el agua de infiltración genera un aumento de la carga hidráulica que diluye el agua residual. Dependiendo del estado del sistema de drenaje, este puede permitir la infiltración del agua subterránea debido al deterioro ocasionado por el tiempo de operación (Lee et al., 2009).

La concentración y la composición del agua residual doméstica cambian de forma horaria, diaria y estacional, y la concentración promedio dependerá del consumo de agua per cápita, los hábitos, la dieta, el nivel de vida y el estilo de vida (Henze et al., 2008). En la Tabla 1-2 se consignan algunos parámetros típicos de afluentes de PTAR de Colombia.

Tabla 1–2 Caracterización de ARD en Colombia

PTAR	DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	pH	Temperatura (° C)
Bogotá - PTAR Salitre	564	264	226	208	7.33	-
Cali - PTAR Cañaverelejo	411 ± 124	275 ± 33	162 ± 90	181 ± 37	6.10 a 7.70	23 a 29
Medellín - EPM E.S. P	720	262	573	-	7.7	24.1
Barranquilla - Acueducto, Alcantarillad o y Aseo de Barranquilla	309	208	718	-	7.27	29.9

Nota: CAR (2013), SUI (2009a), SUI, (2009b)

1.2.3 Biodegradabilidad del agua residual

La biodegradabilidad del ARD está estrechamente vinculada con la presencia de materia orgánica. Se sabe que gran parte de las sustancias que transporta el agua, ya sea disuelta, suspendida o coloidal es materia orgánica, de la cual una importante fracción es biodegradable. La biodegradabilidad de estas sustancias es la propiedad que permite que el agua residual pueda ser tratada por medio de microorganismos, los que utilizan estas sustancias como alimento y fuente de energía para su metabolismo y reproducción (Cisterna & Peña, 2010). Sin embargo, los métodos de tratamiento del agua residual se clasifican en tres categorías: físicos, químicos y biológicos (Rawat et al., 2011) puesto que hay sustancias que no son o son lentamente biodegradables, lo que constituye una limitante para los procesos de tratamiento biológico, por lo que es necesario incorporar a las plantas depuradoras operaciones basadas en mecanismos fisicoquímicos (Cisterna & Peña, 2010).

El potencial de respuesta eficiente con respecto al tratamiento de tipo biológico depende significativamente del balance de nutrientes del ARD, que puede ser representado por relaciones óptimas de DBO₅:N:P (Boutin & Eme, 2016) Otras relaciones indicativas del grado de biodegradabilidad en el agua residual son la DBO₅/DQO (ver Tabla 1-3) y el componente volátil (relación SSV/SST), cuando sus valores son altos señalan un tratamiento satisfactorio bajo condiciones de tratamiento biológico. De ahí que la relación entre los diferentes constituyentes del AR tiene una influencia significativa en la selección y el funcionamiento de los procesos de tratamiento (Henze et al., 2008).

Tabla 1–3 Biodegradabilidad del AR doméstica

DBO ₅ /DQO	Biodegradabilidad
0.40	Alta
0.20 a 0.40	Normal
0.20	Baja

Nota: Martínez y Pascichaná (2014)

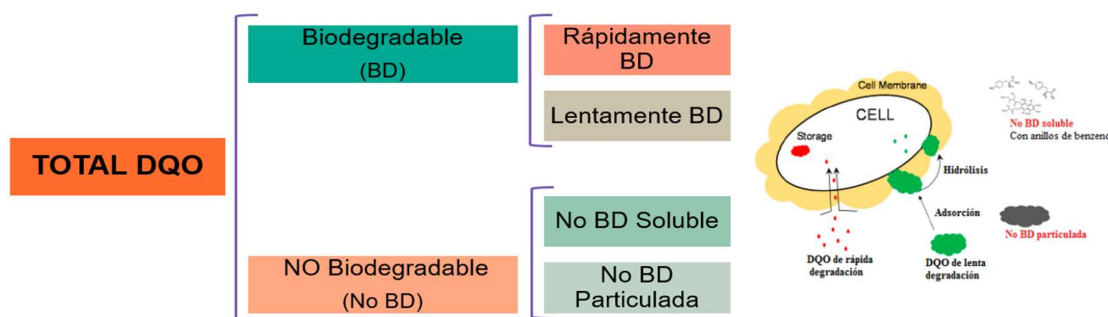
De acuerdo con (Gutiérrez & Perez, 2007), los compuestos orgánicos solubles presente en el agua residual pueden ser clasificados en cuatro grupos de acuerdo con su condición de degradación biológica y toxicidad: i) Compuestos biológicamente degradables y no tóxicos (sacáridos, aminoácidos, ácidos

grasos); ii) Compuestos biodegradables, pero tóxicos a altas concentraciones (fenol, formaldehído); iii) Compuestos no biodegradables y no tóxicos (ácido húmico, colorantes) y, iv) Compuestos no biodegradables y tóxicos a bajas concentraciones (pesticidas, DDT). Los mismos autores mencionan que un agua residual en la que todos sus constituyentes son biodegradables no tóxicos o solamente tóxicos a altas concentraciones tiene una relación DBO5/DQO en el intervalo de 0.55 a 0.70. Esta relación es un buen indicador de la posibilidad del tratamiento biológico de un agua residual dada. Mientras más baja es esta relación, mayor será la proporción de compuestos no biodegradables en el agua residual. Si la relación es igual o menor a 0.20, el agua residual está constituida fundamentalmente por compuestos no biodegradables; en este caso, el sólo tratamiento biológico no es suficiente. Otra manera de evaluar la biodegradabilidad del agua residual es determinar el índice de biodegradabilidad (DBO5/DQO), teniendo en cuenta las escalas propuestas por (Santiso, 2013): biodegradable (1.0 a 2.50), medianamente biodegradable (2.50 a 5.0) y poco biodegradable (5.0).

1.2.4 Métodos para determinar la biodegradabilidad del agua residual

Las pruebas de biodegradabilidad buscan cuantificar el grado de persistencia que tienen las estructuras químicas en ambientes naturales o industriales. La biodegradabilidad puede ser establecida a partir del fraccionamiento de la materia orgánica, que al ser medida como una cantidad equivalente se define en términos de DQO y DBO. La DQO del AR ha sido dividida en dos fracciones principales: biodegradable y no biodegradable, la caracterización completa de la materia orgánica del AR cuantifica 4 fracciones que se establecen en la Figura 1-2 (Dold et al., 1991; Wentzel et al., 1999; Henze et al., 2008).

Figura 1–2 Composición del agua residual doméstica



Nota: Henze et al. (2008), Wentzel et al.(1999) y Dold et al. (1991).

Existen diversos métodos estandarizados para la evaluación de la biodegradabilidad del agua residual, entre los que destacan por su amplio uso a nivel internacional, las pruebas de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) (Vásquez & Beltrán, 2004). La estructura propuesta por la OCDE plantea tres niveles sucesivos de ensayo: (i) biodegradabilidad inmediata, (ii) biodegradabilidad intrínseca y (iii) biodegradabilidad de simulación; la complejidad de las condiciones experimentales empleadas aumenta en el mismo orden, por lo que dicho esquema permite evaluar a bajo costo el potencial de biodegradación de cualquier molécula orgánica (OCDE, 1992). En la Tabla 1-4 se presentan las pruebas de biodegradabilidad más utilizadas a nivel internacional y de ellas se deriva la mayoría de los métodos estandarizados por la Organización Internacional de Normalización (ISO), por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) y por la Oficina Europea de Sustancias Químicas (ECB) (Vásquez y Beltrán, 2004).

Tabla 1-4 Pruebas de BD Normalizadas por la OCDE y su correspondencia con otras pruebas

Descripción	OCDE ¹	ISO ²	US-EPA ³	ECB ⁴
Pruebas de biodegradabilidad inmediata				
Prueba AFNOR modificada - pérdida de DQO	301A	7827	835.3110	C.4-A
Prueba de Sturm modificada - desprendimiento de CO ₂	301B	9439	835.3110	C.4-C
Prueba MITI I modificada	301C	-	835.3110	C.4-F
Prueba en frasco cerrado	301D	1707	835.3110	C.4-E
Prueba de detección de la OCDE - pérdida de DQO	301E	7827	835.3110	C.4-B
Prueba de respirometría manométrica	301F	9408	835.3110	C.4-D
Pruebas de biodegradabilidad intrínseca				
Prueba SCAS (Semi-Continuous Activated Sludge)	302A	9887	8353210	C.12
Prueba de Zahn-Wellens modificada	302B	9888	8353200	C.9
Prueba MITI II modificada	302C	-	-	-
Pruebas de biodegradabilidad de simulación				
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con unidades de tratamiento de lodos activados	303A	11733	-	C.10
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con biomasa fija	303B	-	-	-
Prueba de mineralización aerobia en agua superficial	309	14592-1	-	-

Nota: Vásquez & Beltrán (2004)

Fuente: Adaptado de OCDE (1992)

¹ organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico ² Organización Internacional de Normalización (ISO). ³ Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. ⁴ Oficina Europea de Sustancias Químicas (ECB)

1.2.5 Agua residual sintética

La investigación a escala de laboratorio es una tarea difícil debido a las grandes variaciones que presenta el ARD en sus características, influenciadas por el comportamiento de las poblaciones: estilo de vida y nivel socioeconómico. Por ello, a través del tiempo se ha optado por el desarrollo de sustratos sintéticos que presenten una composición fisicoquímica similar a la del agua ARD y que reproduzca los procesos fisicoquímicos importantes para el desarrollo de los sistemas de tratamiento (Torres et al., 1996)

En la Tabla 1-5, se muestran diversas composiciones de sustratos sintéticos que ha permitido el estudio del ARD a través del tiempo.

Tabla 1–5 Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de ARD

Autor (es)	Aspectos relevantes: composición de sustrato sintético
Panswad et al. (1988)	Sustrato sintético desarrollado para obtener concentraciones medias de agua residual mediante la mezcla de una ARD con concentraciones débiles y un sustrato con los siguientes compuestos y características. Características iniciales del ARD: 175 mg.L⁻¹ DBO₅, 250 mg.L⁻¹ DQO, 19 mg.L⁻¹ Nitrógeno total, 9 mg L⁻¹ NH₃-N, 2.10 mg.L⁻¹ fósforo total, 1.90 mg.L⁻¹ Ortho-PO₄, pH 7.30. Composición del sustrato sintético: 250 mg.L⁻¹ Leche en polvo, 6.50 mg.L⁻¹ de NH₄Cl y 20 mg L⁻¹ K₂HPO₄ Características finales del ARD: 344 mg.L⁻¹ DBO₅, 543 mg.L⁻¹ DQO, 49 mg.L⁻¹ Nitrógeno total, 30 mg.L⁻¹ NH₃-N, 12.30 mg.L⁻¹ fósforo total, 8.30 mg.L⁻¹ Ortho-PO₄, pH 7.80.
De Sousa et al. (1997)	Objetivo: investigación acerca de la eliminación de fosfato y su relación con la adición de FeCl₃ en un reactor UASB que trata un sustrato sintético que simula ARD. El reactor UASB se alimentó continuamente con un sustrato sintético que contenía extracto de carne, sacarosa, almidón, celulosa y aceite comestible en porcentajes basados en una DQO de 50%, 8%, 24%, 8% y 10%, respectivamente. El sustrato contenía también componentes minerales que normalmente se encuentran en el ARD. Obteniendo una variación de la DQO influente entre 340 mg.L⁻¹ y 540 mg.L⁻¹
Nopens et al. (2001)	Mezcla de agua residual sintética (ARS) y una fracción menor (10% v.v¹) de agua residual doméstica real preestablecida. También, muestra la composición media del ARS, a la cual se le realizó una modificación por cuestión de costos de acuerdo con Boeijs (1998). Así pues, se muestra la concentración utilizada de diversos compuestos químicos (Urea, NH₄Cl, KH₂PO₄, etc), ingredientes de comida (almidón, levadura, aceite de soya, etc) y metales traza
Ruiz et al.(2006)	Se estudiaron los parámetros operacionales para la acumulación máxima de nitrito en la etapa de nitrificación y la adaptación de éste en la etapa de desnitrificación. Se utilizó agua residual sintética para alimentar dos reactores y la adición de nitrito y/o nitrato (sales de sodio) hasta la concentración deseada.
González & Saldarriaga (2008)	Este trabajo muestra los resultados experimentales de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P) empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media; con la siguiente composición: - 0.326 mg.L⁻¹ suero de leche - 0.49 mg.L⁻¹ de sacarosa - 1.12 mg.L⁻¹ de acetato de sodio - 0.45 mg.L⁻¹ fosfato ácido de potasio - 2.4 mg L⁻¹ de urea - 0.3 mL.L⁻¹ de elementos menores. El agua residual preparada alcanzó valores promedio de 192 mg-DBO.L⁻¹; 450 mg-DQO.L⁻¹; 40 mg-NTK.L⁻¹ y 8 mg-PT.L⁻¹

Bajaj et al. (2008)	Se estudió la degradación aeróbica continua del fenol, mezclada con agua residual sintética fácilmente degradable durante un periodo de 400 días, en un reactor de biopelícula de lecho fijo usando como material de relleno perlas de arcilla "Liapor". El agua residual sintética estaba compuesta por: peptona, extracto de carne, urea, NaCl, CaCl, entre otros.
Saldarriaga et al.(2010)	Se operó un sistema híbrido modificado a escala de laboratorio, compuesto por una cámara anaerobia, anóxica y aerobia conectadas en serie, en el que la biomasa crece en suspensión y adherida en torno a pequeñas partículas de un soporte plástico. Utilizando agua residual sintética con una composición similar a la del agua residual urbana se evaluó la eliminación simultánea de C, N y P del agua residual. El sistema se alimentó continuamente durante 150 días con dos diferentes tipos de agua residual sintética, medio I (mezcla de peptona y extracto de carne) y medio II (mezcla de acetato de sodio y ácido acético).
Moustafa (2014)	Se utilizaron cantidades iguales de agua residual natural y sintética dentro de tres reactores; Sólo se alteró la alimentación de acetato (mezcla de acetato de amonio y acetato de sodio) con respecto a la cantidad y mezcla de productos químicos. El agua residual sintética fue fabricada utilizando una mezcla de productos químicos, como: cloruro de calcio, sulfato de magnesio, micronutrientes, entre otros
Fitria et al. (2014)	En este estudio se utilizó una solución de caolín para simular el contenido de lodo del agua residual sintética junto con otros productos químicos como: cloruro de amonio, levadura, glucosa, almidón, carbonato de sodio, sulfato de potasio, entre otros. La solución se preparó diariamente y siempre se almacenó en una nevera para evitar el crecimiento incontrolado de microorganismos que pudieran influir en la calidad del agua residual
Ardekani et al. (2015)	El objetivo principal de este estudio fue determinar la eficiencia de un tratamiento secuencial de agua residual industrial con oxidación ultravioleta (UV)/H ₂ O ₂ seguida de un Bioreactor en lecho móvil (proceso MBBR, por sus siglas en inglés: Moving Bed Biofilm Reactor) El MBBR se puso en marcha con agua residual sintética que contenía glucosa (para alcanzar una concentración inicial de DQO de 1000 mg.L ⁻¹) como fuente principal de carbono y energía para el lodo activado.
Van den Berg et al. (2016)	Se formularon cuatro composiciones de medios sintéticos que consistían en diferentes relaciones de extracto de carne, extracto vegetal, cloruro de sodio, fosfato de potasio, urea, cloruro de amonio, sulfato de hierro, sulfato de magnesio y glucosa. Como parámetros de nutrientes se utilizaron la DQO, DBO, la concentración de sulfato y el pH determinados para los lodos de agua residual anaerobia. El extracto vegetal y el extracto de carne sirvieron de base a los medios sintéticos ya que incorpora el contenido de proteínas, carbohidratos y grasas. El resto de los componentes incluía cloruro de sodio, fosfato de potasio, urea, cloruro de amonio, sulfato de hierro y glucosa. Se utilizó como inóculo microbiano el lodo doméstico anaerobio obtenido del tanque digester anaeróbico de una PTAR.

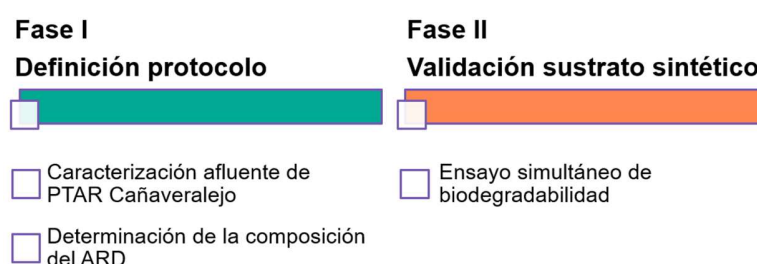
Li et al. (2016)	Composición del AR sintética (por litro):
	- 0.18 g de propionato ($DQO = 200 \text{ mg.L}^{-1}$),
	- 0.06 g de NH_4Cl ($NH_4 + -N = 15 \text{ mg.L}^{-1}$)
	- 0.05 g KH_2PO_4 ($PO_4^{3-} -P = 10 \text{ mg.L}^{-1}$),
	- 0.040 g $MgSO_4$,
	- 0.030 g de $CaCl_2$
	- 0.8 mL de solución de elementos traza

Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

1.3 Metodología

La metodología implementada se basó en el estudio realizado por Martinez & Pascichaná (2019). Su trabajo de investigación tuvo como fin la elaboración de un sustrato sintético que simuló las características del ARD entre los años 2012 a 2017 del afluente de la PTAR Cañaveralejo (C) y se llevó a cabo en dos (2) fases sucesivas: i) definición del protocolo de elaboración y, ii) validación del sustrato sintético como se detallan en la Figura 1-3.

Figura 1–3 Fases del proceso de desarrollo del sustrato sintético



Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

1.3.1 Definición del protocolo de elaboración del sustrato sintético

El protocolo se definió a través de tres actividades que permitieron determinar los componentes del sustrato: i) estudio estadístico de las características fisicoquímicas del afluente de la PTAR-C, ii) determinación de la composición orgánica y, iii) definición de los componentes y su cantidad en el sustrato.

El análisis estadístico se realizó a los principales parámetros fisicoquímicos: DQO, DBO_5 , SST, NAT, P (PO_4^{3-}), pH, y temperatura (T), con temporalidad mensual y anual en el periodo 2012 a 2017; también se tuvo en cuenta el efecto de la precipitación sobre la calidad del AR; sin embargo, aunque en la región se presenta un comportamiento hidrológico bimodal, los resultados no evidenciaron una relación directa entre la concentración de la DQO y la intensidad de la precipitación registrada.

El estudio de los parámetros fisicoquímicos se centró en la elaboración de diagramas de cajas en el programa Minitab 18, empleando el cuartil 1 (Q1) para el valor inferior y el cuartil 3 (Q3) para el superior; rango donde se concentra el 50% central de los datos y se localizan las medidas de tendencia mediana y media, dando un carácter muy representativo a este intervalo (Solano & Álvarez, 2015) Así mismo, se hizo un análisis de distribución de probabilidad de los datos mediante el método estadístico de Anderson Darling.

En la Tabla 1-6 se consignan los rangos encontrados del análisis estadístico de las características fisicoquímicas del afluente de la PTAR-C. Los valores determinados de DQO, DBO₅ y SST catalogaron el AR de la PTAR-C como diluida, basado en los criterios de y Metcalf & Eddy (2003) y Jordão & Pessoa (2011).

Tabla 1–6 Rangos establecidos para parámetros fisicoquímicos del AR

Parámetro	Unidad	Rango
DQO	mg.L ⁻¹	322 ± 41
DBO ₅	mg.L ⁻¹	158 ± 20
DBO ₅ /DQO	-	0.49 ± 0.01
SST	mg.L ⁻¹	142 ± 22
Ortofosfatos	mg-P.L ⁻¹	1.52 ± 0.68
Nitrógeno amoniacal	mg-N-NH ₃ .L ⁻¹	18 ± 5

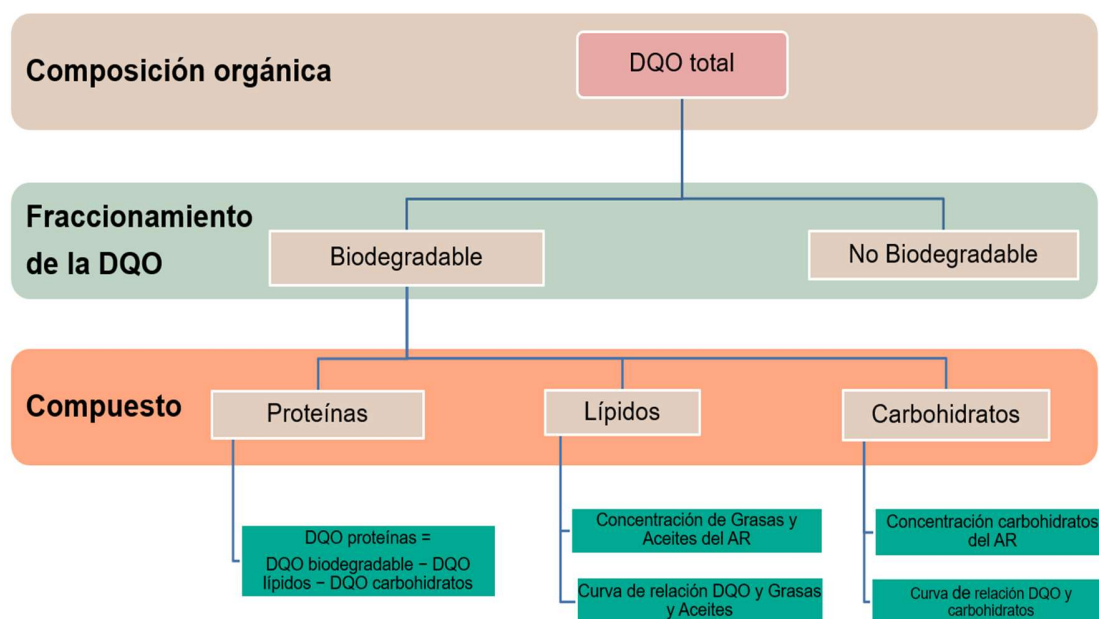
Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

La composición de ARD se desarrolló inicialmente con la revisión de bibliografía de los principales componentes orgánicos e inorgánicos del ARD, y posteriormente con la definición porcentual de la fracción orgánica del afluente de la PTAR-C en términos de la DQO.

Para efectos del estudio, se definió la composición orgánica del AR de la PTAR-C con los componentes mostrados en la Figura 1-4. Los lípidos fueron caracterizados en términos de grasas y aceites y los carbohidratos se valoraron colorimétricamente mediante el método de DuBois et al. (1956). La caracterización del AR en términos de proteínas se estableció a partir de la revisión de al menos 20 artículos científicos, en los que se infirió que la totalidad de la fracción orgánica biodegradable del AR es dada por la suma de los tres (3) compuestos (Proteínas, lípidos, carbohidratos).

Para determinar la fracción de la DQO biodegradable se realizó al AR de la PTAR-C la prueba Zahn Wellens; su principio radica en realizar una mezcla con la sustancia de prueba, los nutrientes minerales y un lodo activado que se someten a agitación y aireación a una temperatura entre 20 y 25 °C en la oscuridad o en luz difusa hasta un máximo de 28 días. La biodegradación del compuesto seleccionado deberá alcanzar al menos un 70% en 14 días (OCDE, 1992).

La DQO Total atribuida a la presencia de carbohidratos, lípidos y proteínas al AR de la PTAR-C fue de 84.04%. En la Tabla 1-7 se consigna la concentración y el aporte porcentual de los carbohidratos a la DQO del AR.

Figura 1–4 Diagrama de procesos: composición química del AR de la PTAR–C

Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

Tabla 1–7 Composición orgánica del AR de la PTAR–C

Compuesto orgánico	Concentración ^a (mg.L ⁻¹)	DQO ^a (mg.L ⁻¹)	DQO (%) ^b
Carbohidratos	18.4 ± 8	26.7 ± 12.3	8.29
Lípidos	17.0 ± 2.70	94.8 ± 16.5	29.44
Proteínas	-	200 ± 12.2	46.31
DQO total (mg.L⁻¹) ^a		322 ± 41	
DQO biodegradable (m.L⁻¹)		271 ± 34.46	84.04

Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

a Valores promedio, b Porcentaje teniendo en cuenta el valor medio de la DQO total

Preparación del sustrato

La preparación del sustrato se estableció de acuerdo con el aporte volumétrico de cada componente orgánico e inorgánico. Para esto, se prepararon soluciones de concentraciones establecidas convenientemente. La cantidad de cada solución se definió en función de la concentración de los parámetros fisicoquímicos establecidos en la caracterización estadística del AR de la PTAR-C. El volumen se determinó mediante la Ecuación 1-1.

Ecuación 1–1

$$V_{Si} = \frac{V_{ARS} \times C_{ARS}}{C_{Si}}$$

Donde:

V_{Si} : Volumen de la solución i

C_{Si} : Concentración de la solución i

V_{ARS} : Volumen de agua residual sintética a preparar

C_{ARS} : Concentración del agua residual sintética

Finalmente, se procedió a mezclar todas las soluciones, orgánicas e inorgánicas, efectuando los ajustes que permitieran medir valores dentro de los rangos de variación de los parámetros establecidos en el estudio estadístico

Los principales compuestos definidos para reproducir la fracción orgánica y sus concentraciones de preparación se mencionan en la Tabla 1-8 La selección de los productos en el estudio de Martínez & Pascichaná (2019) se basó en la facilidad de adquisición local y economía.

Tabla 1-8 Soluciones orgánicas para la mezcla del sustrato

Solución	Compuesto	Concentración (g.L⁻¹)	DQO (mg.L⁻¹)
S ₁	Extracto de carne	0.40	476
S ₂₍₁₎	Azúcar morena	0.30	313
S ₂₍₂₎	Almidón de maíz	0.80	691
S ₂₍₃₎	Papel higiénico	0.15	170
S ₃	Aceite de soya + detergente	0.20	349

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

En la preparación de la fracción inorgánica se tuvo en cuenta la dinámica de reacción de los reactivos con el agua. Las concentraciones de las soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico se consignan en la Tabla 1-9.

Tabla 1-9 Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico

Solución	Compuesto	Concentración de solución madre	Volumen preparado (mL)	Cantidad del compuesto
S ₄	Cloruro de Amonio	5 g.L ⁻¹	100	0.50 g
S ₅	Ácido fosfórico	0.1% v/v	500	0.59 mL

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

Las soluciones de sales y micronutrientes son compuestos comunes en el ARD; estas soluciones fueron preparadas según lo recomendado por Vazoller (1988) y Touzel & Albagnac (1983). Cada solución de sales minerales fue preparada en balones volumétricos de 100 mL con agua destilada, y sometida a agitación manual hasta obtener total dilución del reactivo. En la Tabla 1-10 se establecen las concentraciones de cada solución preparada.

Tabla 1–10 Soluciones de sales minerales (macronutrientes)

Sal	Concentración (g L ⁻¹)	Volumen (mL de solución por cada L de AR preparada)
K ₂ HPO ₄	6	3.75
KH ₂ PO ₄	6	1.04
NaCl	12	20.8
MgCl ₂ ·6H ₂ O	2	3.50
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1.60	2.80
FeSO ₄ ·7H ₂ O	10	20
CaCO ₃	12	10

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

Fuente: (Vazoller, 1988)

La solución de micronutrientes fue preparada con agua destilada en un balón volumétrico de 1L adicionando las cantidades consignadas en la Tabla 1-11.

Tabla 1–11 Soluciones de micronutrientes

Compuesto	Concentración (g L ⁻¹)
FeCl ₃ ·6H ₂ O	1.35
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.100
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.024
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.100
ZnCl ₂	0.100
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0.025
H ₃ BO ₃	0.010
NaCl	1.00
Na ₂ SeO ₃ ·5H ₂ O	0.026
NiCl ₂ ·6H ₂ O	0.120

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

Fuente: (Touzel & Albagnac, 1983)

Procedimiento para preparar 1 L de agua residual sintética

Materiales y equipos:

- Beaker de 1000 mL
- Beaker de 500 mL
- Probeta de 100 mL
- Micropipeta y agitador

1. Verter 300mL de agua de grifo (previamente recolectada para liberar el cloro residual) y comenzar el proceso de agitación.
2. Adicionar los volúmenes requeridos de cada solución orgánica para obtener la DQO que se desea. Se debe tener especial cuidado al adicionar la solución de grasas y aceites, evitando que la grasa no emulsionada pase a la mezcla de agua sintética.
3. Adicionar las sales de acuerdo con los volúmenes de la Tabla 1-11 y 1mL de solución de micronutrientes.
4. Completar el beaker hasta 1L.
5. Adicionar 0.52mL de ácido fosfórico al 0.10% y 10.7mL de cloruro de amonio.
6. Continuar el proceso de mezcla durante 20 minutos más y determinar el pH del sustrato. En caso de requerir ajuste agregar el bicarbonato de sodio directamente en la mezcla de sustrato sintético, en cantidades inferiores a 1g hasta lograr un pH cercano a 7.

Finalmente, para comprobar la reproducibilidad del sustrato sintético, este fue caracterizado en términos de DQO, DBO₅, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal. En la Tabla 1-12 se encuentran los resultados obtenidos de los parámetros y el cumplimiento con las características fisicoquímicas para simular el afluente de la PTAR-C.

Tabla 1-12 Caracterización fisicoquímica del sustrato sintético

Parámetro	Unidad	Agua Residual	
		Sintética	Real
DQO	mg L ⁻¹	282	271±41
DBO ₅	mg L ⁻¹	130	133±20
DBO ₅ /DQO	-	0.46	0.49±0.010
Ortofosfatos	PO ₄ ³⁻ L ⁻¹	1.11	1.52 ± 0.68
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH ₄ L ⁻¹	19	18 ± 5

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

1.3.2 Validación del protocolo de elaboración del sustrato sintético

Una vez establecidos las características fisicoquímicas del sustrato sintético se efectuó la prueba Zahn Wellens simultáneamente para el sustrato sintético (TEST 1) y el AR afluente de la PTAR-C (TEST 2).

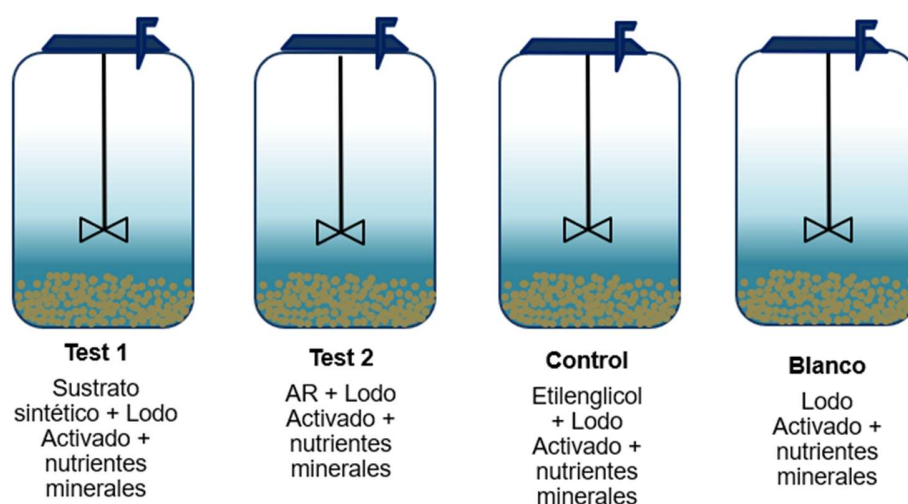
En la selección del ensayo se consideraron aspectos como el rango de concentración de la DQO del AR, facilidad de ejecución de la prueba, veracidad, así como la disponibilidad de recursos económicos, materiales y equipos.

El proceso de biodegradación fue controlado mediante el parámetro DQO y otras variables de seguimiento como la temperatura (°C), el OD (mg.L⁻¹) y el pH. El seguimiento de la DQO, total y filtrada, se hizo en los tiempos 0, 3; 6; 9, 22, 41, 66, 110, 138, 210 y 230 horas, para una duración total de 9.58 días de ensayo. Finalmente, los resultados se sintetizaron en gráficas comparativas que expusieron el porcentaje de reducción de la DQO y el porcentaje de biodegradabilidad alcanzado por el sustrato sintético y el AR de la PTAR-C.

El ensayo usó como sustancia de control etilenglicol (1 g.L^{-1}) y lodo activado proveniente del tanque de aireación de la Planta de Tratamiento de Agua Residual El Caney (PTAR-C), el cual se acondicionó previamente a ser utilizado. Los reactores tuvieron un volumen útil de 2L para el ensayo y el medio de nutrientes fue preparado con el mismo stock de soluciones presentado previamente para la prueba de fraccionamiento de la DQO. En la Figura 1-5 se esquematizó el contenido de cada uno de los reactores del montaje.

Los volúmenes aportados para cada componente en los reactores se determinaron a partir de la caracterización (DQO, ST, SST, SSV) a las sustancias de prueba y al lodo activado. La relación sustrato/inóculo fue de 1:4, un valor adecuado de biomasa para la degradación de la materia orgánica según lo recomendado por la OCDE, (1992). En la Tabla 1-13 se presentan las caracterizaciones de las mezclas en el tiempo cero ($t=0$ horas).

Figura 1–5 Reactores para montaje de validación del protocolo: prueba Zahn Wellens



Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

Tabla 1–13 Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de ARD

Reactor	SSV (mg L^{-1})	DQO (mg L^{-1})		Relación SSV: DQO
		Total	Filtrada	
TEST 1	796	213	97	3.70
TEST 2	689	179	56	3.80
BLANCO	207	47	-	4.40
CONTROL	-	488	-	-

Nota: Adaptado de Martinez & Pascichaná (2019).

En efecto, de acuerdo con el protocolo Zahn Wellens, ambos compuestos, el sustrato sintético (79.07%) y el AR de la PTAR-C (81.52%) superaron el 70% de biodegradabilidad, reconociéndolos como compuestos intrínsecamente biodegradables y confirmando la confiabilidad del sustrato sintético para ser utilizado

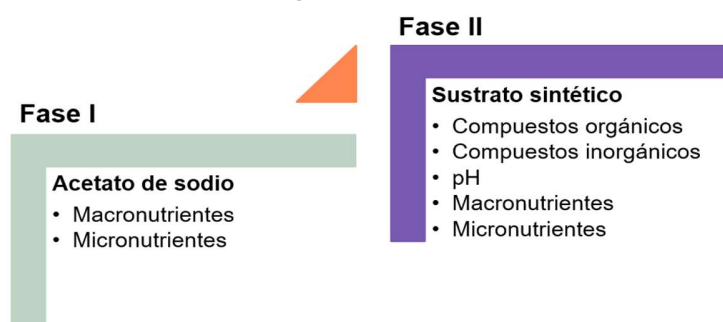
como instrumento en investigación, pues posee características fisicoquímicas similares a las del agua residual afluente a la PTAR Cañaveralejo dado que no se presentan diferencias significativas.

1.4 Resultados y discusión

En el desarrollo de la presente tesis de investigación se emplearon dos (2) tipos de sustratos: En la Fase I, sustrato de acetato de sodio (SA) y en la Fase II, el sustrato sintético de agua residual doméstica simulado (SS) adaptado de Martínez & Pascichaná (2019) como se indica en la Figura 1-6.

La selección de los sustratos se fundamentó en las siguientes razones: 1) el acetato (SA) es considerado como un sustrato biodegradable de rápida asimilación por los microorganismos formadores de gránulos, por lo que su elección se dio con el fin de identificar el efecto de los inóculos evaluados sin que la composición del sustrato interviniera y 2) el sustrato sintético (SS) simularía las condiciones biodegradables de un agua residual real con ventajas de preparación, almacenamiento y baja variación en la concentración, de esta forma, permite evaluar el efecto de las variables operacionales sin la posible influencia de los cambios de concentración de un agua real.

Figura 1-6 Fases del sustrato en la investigación



La selección de los sustratos se fundamentó en las siguientes razones: 1) el acetato (SA) es considerado como un sustrato biodegradable de rápida asimilación por los microorganismos formadores de gránulos, por lo que su elección se dio con el fin de identificar el efecto de los inóculos evaluados sin que la composición del sustrato interviniera y 2) el sustrato sintético (SS) simularía las condiciones biodegradables de un agua residual real con ventajas de preparación, almacenamiento y baja variación en la concentración, de esta forma, permite evaluar el efecto de las variables operacionales sin la posible influencia de los cambios de concentración de un agua real.

1.4.1 Fase I

El sustrato que se utilizó para la alimentación de los reactores durante la Fase I consistió en una solución sintética de acetato de sodio (SA) como principal fuente de carbón ($1000 \text{ mg-DQO.L}^{-1}$), enriquecida con los macro y micronutrientes presentados en la Tabla 1-10 y Tabla 1-11. El pH y la alcalinidad del SA, se ajustó por adición de bicarbonato de sodio (NaHCO_3).

1.4.2 Fase II

En esta fase, dos reactores en operación SBR usaron el sustrato sintético (SS) desarrollado por Martínez & Pascichaná (2019), el cual simuló principalmente la fracción de compuestos orgánicos (proteínas,

carbohidratos y lípidos), pH, alcalinidad bicarbonática, concentración de nutrientes (N y P), macronutrientes y micronutrientes.

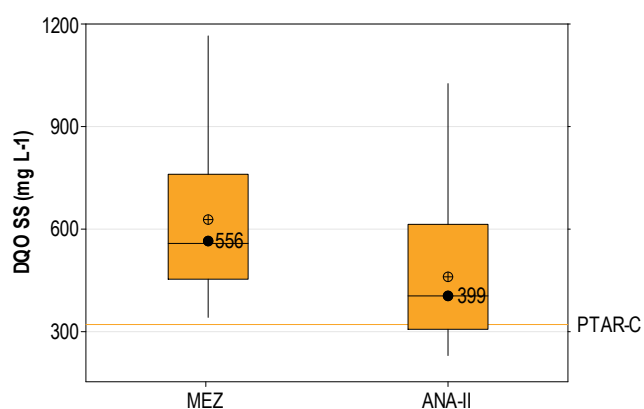
La composición del SS se estableció de acuerdo con los porcentajes de distribución encontrados en los resultados históricos (2012-2017) de la caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica de la PTAR-C (Cali, Colombia) presentada por los autores en la Tabla 1-7

Tabla 1–14 Composición del sustrato sintético utilizado en la Fase II para simular características de ARD

Solución	Compuesto	Concentración	DQO aportado SS	Volumen de SM por cada L de ARDS (mL)
		(g.L ⁻¹)	(%)	
S ₁	Extracto de carne	6.32	55.1	66
S ₂₍₁₎	Azúcar morena	3.70	5.92	7
S ₂₍₂₎	Almidón de maíz	3.01	1.97	5
S ₂₍₃₎	Papel higiénico	1.83	1.98	3
S ₃	Aceite de soya + detergente	7	35.0	47

En la Figura 1-7 se muestra la concentración obtenida en términos de DQO del SS para la operación de los 2 reactores en la Fase II. Aunque el valor de referencia se estableció con el promedio de la composición orgánica del afluente de la PTAR-C, 322 ± 41 mg-DQO.L⁻¹ (Martínez y Pascichaná, 2019); los valores medios fueron de 556 y de 399 mg-DQO.L⁻¹ para los reactores MEZ y ANA-II.

Figura 1–7 Comportamiento de la DQO del SS para los reactores MEZ y ANA-II.



1.4.3 Preparación de soluciones

Se prepararon soluciones concentradas para la fracción orgánica e inorgánica. Las concentraciones de las soluciones no superaron el estado de saturación de los compuestos, de forma que no afectara la lectura

del ensayo de DQO. Todas las soluciones se prepararon con agua de grifo libre de cloro, se almacenaron individualmente en recipientes de plástico y permanecieron en refrigeración constante.

Fracción Orgánica

Solución de extracto de carne (S_1): La preparación de la solución se realizó semanalmente y consistió en pesar 6.32g de extracto de carne en polvo por cada litro de agua. La mezcla se realizó con agitador automático a 500 revoluciones por minuto (rpm) durante 15 a 20 minutos. Posterior a la agitación, la mezcla se pasó por el tamiz N°60 (0.25 mm) para mejorar su homogenización.

Solución de azúcar morena ($S_{2(1)}$): La solución se preparó con 3.70 g de azúcar morena comercial por cada litro de agua a preparar. El azúcar se disolvió a 300 rpm en agitador automático por 10 min.

Solución de almidón de maíz ($S_{2(2)}$): Se prepararon 3.01 g de almidón en polvo por cada litro de agua a preparar. La mezcla se realizó con agitador automático durante 15 minutos a 500 rpm. Posteriormente, la mezcla se pasó por el tamiz N°60 (0.25 mm) para remover aglomerados.

Solución de celulosa (papel higiénico ($S_{2(3)}$)): Se pesaron 1.83g de papel higiénico por cada litro de agua. Antes de realizar la agitación, la solución fue dejada en reposo por 24h. La mezcla se realizó a una velocidad de 500 rpm durante 15 minutos.

Solución de grasas y aceites (S_3): Esta solución se preparó con 7g de aceite comercial por cada litro de agua a preparar y se dejó en agitación por 15 minutos a 300rpm. A la mezcla que se realizó, se le adicionó 4 gotas de jabón líquido comercial por litro preparado con el objetivo de emulsionar las grasas, además de ser un componente común del ARD.

Fracción Inorgánica

Solución de cloruro de amonio (NH_4Cl): Se preparó una solución concentrada de 5 g.L⁻¹ de NH_4Cl en agua destilada. La mezcla se realizó en agitador automático a 200 rpm durante 10 minutos y almacenó en recipiente de vidrio. Para efectos de la conformación del SS se tomaron 10.68 mL de la solución concentrada por litro de SS a preparar según como se menciona en la Tabla 1-9.

Solución de ácido fosfórico (H_3PO_4): Para preparar la solución de H_3PO_4 se usó ácido con 85% de pureza. El volumen de compuesto utilizado para que la solución madre tuviese una concentración de 0.1% H_3PO_4 V/V fue igual a 0.59 mL. En la conformación del SS se tomaron 0.7mL de la solución concentrada por litro de SS a preparar según como se menciona en la Tabla 1-9.

Macronutrientes y micronutrientes

Las soluciones fueron preparadas de acuerdo con lo mencionado en la Tabla 1-10 y Tabla 1-11, y permanecieron refrigeradas durante el periodo de ensayo para evitar alteraciones de las características iniciales.

Al finalizar la preparación de la fracción orgánica, inorgánica, macronutrientes y micronutrientes, las soluciones fueron combinadas en un mismo recipiente y mezcladas por más de diez (10) minutos hasta

lograr su uniformidad. Luego, se determinó el pH y se agregó bicarbonato de sodio (NaHCO_3) para su ajuste.

1.4.4 Caracterización del sustrato sintético

El sustrato sintético que alimento los dos reactores de la Fase II fue caracterizado durante la operación de en términos de DQO, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal, para comprobar que efectivamente tuviese las características de reproducibilidad esperadas. El comportamiento y resultados se consignaron en el 6.4.1 Comportamiento del sustrato sintético (SS).

1.5 Conclusiones

Realizar un previo estudio de sustratos sintéticos que simulen ARD como el desarrollado en el grupo de investigación (Martínez & Pascichaná, 2019), basado en una extensa revisión de literatura, permitió comparar diferentes metodologías que lograron ser encaminadas hacia una propia, práctica y afinada estrategia para la elaboración del SS con fines investigativos y de uso para la presente tesis doctoral.

La implementación de un SS permite simular y acondicionar las características fisicoquímicas de un agua real a las necesidades particulares del estudio, de modo que ofrece ventajas en biodegradabilidad, preparación, almacenamiento, variabilidad y/o estabilidad de la concentración.

Un SS permite evaluar el efecto singular de las variables operacionales y disminuir los ruidos ocasionados por los diferentes compuestos que presenta un agua real.

Los resultados mostrados indican que la metodología propuesta por Martínez & Pascichaná (2019) para la conformación de un sustrato sintético, tienen una tendencia efectiva en grandes volúmenes de agua y es aplicable para la operación de reactores en el tratamiento de agua residual.

Los nutrientes evaluados en el estudio en forma de ortofosfato y nitrógeno amoniacal obtuvieron resultados por encima de la media esperada de la PTAR-C, un comportamiento que puede ser atribuido a la adición de un mayor volumen del determinado estequiométricamente o al aporte producido por otro de los compuestos que conforman los ingredientes del SS como el jabón líquido y el extracto de carne. No obstante estuvo dentro del rango mínimo y máximo encontrado en la PTAR-C.

Se recomienda implementar una determinación directa para el análisis de proteínas para dar con mayor precisión el aporte porcentual en la fracción orgánica e incidencia en la fracción inorgánica

Referencias Bibliográficas

- (CAR), C. A. R. (2013). *PTAR SALITRE FASE II*. <https://ptarsalitre.com.co/#ptarsalitre>
- (SUI), S. Ú. de I. de S. P. (2009). *Reporte técnico operativo - Alcantarillado: Análisis antes del Tratamiento de Sociedad de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla S.A. E.S.P.*
- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge. OCTOBER 2001*. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)

- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). *Comamonas testosteroni* colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>

- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdzah, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billings, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>
- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico*

Del Agua, 22.

- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & Runyon, R. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F., zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledín, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.
- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekkamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>

- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiyah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušćović, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnier, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a

- low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecurso Tecnología*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor.
- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism , key in fl uencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism , key in fl uencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor

- for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). A general model for biosorption of Cd²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules. 102, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, 46(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, 108(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). *Aerobic granules: a novel zinc biosorbent*. II, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, 317(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, 47(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, 182, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Shi, Y. F., Wang, J., Bai, J., Zhou, X. Y., Jiang, G. S., Li, C. Y., & Liu, F. B. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 169, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, 60(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martinez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.

- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 104, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, 8(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalfe, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. sheng, Zhang, Y. jun, Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, 33(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, n. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohlan, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, 6(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, 89, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, 45(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháitz, P., Czakó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability, nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular

- sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Cooperation and Development*.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>
- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairi, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelpr ocesodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvited-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424.

- <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187. <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiyah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtgui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021), 131637. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor*. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318.

- [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827. <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous- flow aerobic granulation in plug- flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *WaL Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., EUgenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.

- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater.”*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., Ni, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes*. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.
- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge : A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate , Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater : Efficient carbon , nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater : Is it really better than that of activated sludge ? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge : A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>
- Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and

in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(97\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(97)00214-0)

Capítulo 2. Técnicas experimentales

Este Capítulo presenta las técnicas de laboratorio para el análisis de agua residual y de lodos, con el objetivo de unificar de manera práctica y asequible los métodos con los cuales se caracterizaron las variables de interés y los procesos seguidos para el desarrollo de los lodos granulares.

Las descripciones presentadas obedecen a las normas del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater de AWWA, APHA (APHA, 2012), además de otros ensayos consultados en la revisión de literatura de la presente investigación.

El manual aborda caracterizaciones físicas y químicas en aspectos como granulación, morfología, eficiencia y microbiología para el análisis en agua residual y lodos. De acuerdo con lo anterior, se espera que este documento sea de utilidad para las personas que deseen realizar seguimiento a lodos granulares.

2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO) – Método (5220) – Rango medio - 800 mg.L⁻¹

La demanda química de oxígeno (DQO) es una medición indirecta de la cantidad de materia orgánica en una muestra. Determina la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica e inorgánica susceptible bajo condiciones de un agente específico, temperatura y tiempo. Los valores de este parámetro están asociados al grado de avance de la oxidación de los contaminantes. Para este método se utilizan compuestos tales como permanganato de potasio y dicromato de potasio (Uribe, 1996).

2.1.1 Metodología

Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan mediante reflujo en solución fuertemente ácida (H_2SO_4) con un exceso conocido de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) y de sulfato de plata (AgSO_4) que actúa como el agente catalizador, así como el sulfato mercúrico (HgSO_4) adicionado para remover la interferencia de los cloruros. Después de la digestión, el remanente de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ sin reducir se titula con sulfato ferroso de amonio; se usa como indicador de punto final el complejo ferroso de ortofoenantrolina (ferroina). La materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente.

Equipos y materiales

- Espectrofotómetro DR 2800 o DR 5000.
- Bomba de vacío.
- Balanza Analítica.
- Digestor de DQO.
- Dispensadores de 5.0mL.
- Horno (103°C y 120°C).
- Embudo tipo Buchner para membrana con diámetro de 47mm.
- Membrana filtrante tipo micro-fibra de vidrio de 1,2 μm .
- Balones volumétricos de 10.0 mL, 500mL, y 1000mL.
- Beaker de 500 mL y 1000 mL.
- Pipetas automáticas de 200 μl y 1000 μl .
- Tubos DQO.

- Campana de extracción.

Reactivos

- Sulfato de plata (Ag_2SO_4).
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4 , 96-97% Pureza).
- Sulfato de mercurio (HgSO_4).
- Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$).
- Hidrogenoftalato ácido de Potasio (KHP) $\text{HOOC}\text{C}_6\text{H}_4\text{COOH}$.

Preparación de reactivos

Solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico (1L): Solución de 5.50 g.Kg^{-1} de H_2SO_4 , 96-97% Pureza. ATENCION: Trabajar en la campana.

Triturar con bastón de vidrio 10.12 g de sulfato de Plata (Ag_2SO_4) y transferir a un frasco de 1L de ácido sulfúrico (H_2SO_4 , 96-97% Pureza); preferiblemente adicionar en el mismo frasco de origen del ácido. Cerrar el frasco herméticamente y mezclar. Mantener en oscuro durante dos días antes de ser utilizada.

Solución de Digestión (2L): Solución de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 + \text{HgSO}_4$. ATENCIÓN: Trabajar en campana y con guantes.

Secar cerca de 25 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a 103°C en una estufa durante 24 horas. Enfriar en el desecador. Transferir 1.50 L de agua destilada para un beaker de 2.0 L. Adicionar cuidadosamente 334 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) sobre un baño de hielo. Retirar del baño, adicionar 66.60 g de HgSO_4 y agitar para disolver. Adicionar 20.43 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ previamente seco a 105°C por 2 horas y mantener en agitación. Dejar Enfriar y transferir a un balón volumétrico de 2.0 L y completar el volumen con agua destilada.

La utilización de una nueva solución de digestión exige una nueva preparación de una recta de calibración.

Procedimiento

Procedimiento de limpieza de vidriería:

Lave toda la vidriería con jabón alcalino o con soda al 10%, enjuague con agua de la llave, posteriormente déjelo en ácido sulfúrico al 10% y enjuague con agua destilada. Utilice la vidriería a la que se le haya efectuado control de calidad y resérvela únicamente para las determinaciones de DQO. Lavado material de vidrio. Los tubos se lavan entre ensayo y ensayo con agua ultrapura se someten a lavado general cuando presentan película de grasa.

Determinación de la curva de calibración

$$\begin{aligned} 1000 \text{ mg de Hidrogenoftalato de Potasio (KHP)} &= 1176 \text{ mg DQO} \\ 1 \text{ g de Hidrogenoftalato de Potasio (KHP)} &= 1.176 \text{ g DQO} \end{aligned}$$

Secar aproximadamente 500 mg de KHP en capsulas de porcelana a 120°C en horno hasta que la masa sea constante (24h) y enfriar el KHP en desecador.

Disolver cerca de 0.425 g aproximadamente de KHP en 200mL de agua destilada y transferir cuantitativamente al balón volumétrico de 500 mL, completar el volumen con agua destilada.

A manera de ejemplo:

$$\begin{aligned}
 & \text{Tomamos } 0.4369\text{g KHP} \\
 & 436.9\text{mg KHP} \\
 & 1000\text{mg KHP} \rightarrow 1176\text{mgDQO} \\
 & 436.9\text{mg KHP} \rightarrow X \\
 & X = 513.79\text{mgDQO}
 \end{aligned}$$

Hallamos la concentración de la solución madre:

Ecuación 2-1

$$C_1 = \frac{513.79 \text{ mgDQO}}{500\text{mL}}$$

$$C_1 = 1027.58 \text{ mgDQO.L}^{-1} ; 1.02758 \text{ mgDQO.mL}$$

Luego aplicar $C_1V_1 = C_2V_2$ para determinar DQOTeórica.

C_1 = Concentración de la solución madre (mg-DQO.L⁻¹)

V_1 = Volumen de la solución madre a tomar para la curva de calibración (μL)

C_2 = Concentración de la DQO teórica obtenida para la curva de calibración (mg.L⁻¹)

V_2 = Volumen de muestra de acuerdo al ensayo de DQO (2.5 mL)

Ecuación 2-2

$$DQOTeórica \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(1.02758 \text{ mgDQO.L}^{-1} - 1)V_1(\text{ul})}{2.5\text{mL} * 1000}$$

Hacer la curva de calibración con concentraciones conforme a los volúmenes deseados para el procedimiento de la determinación de concentración de DQOTeórica (ver Tabla 2-1) y completarlos con agua destilada para un volumen total de 2.50 mL.

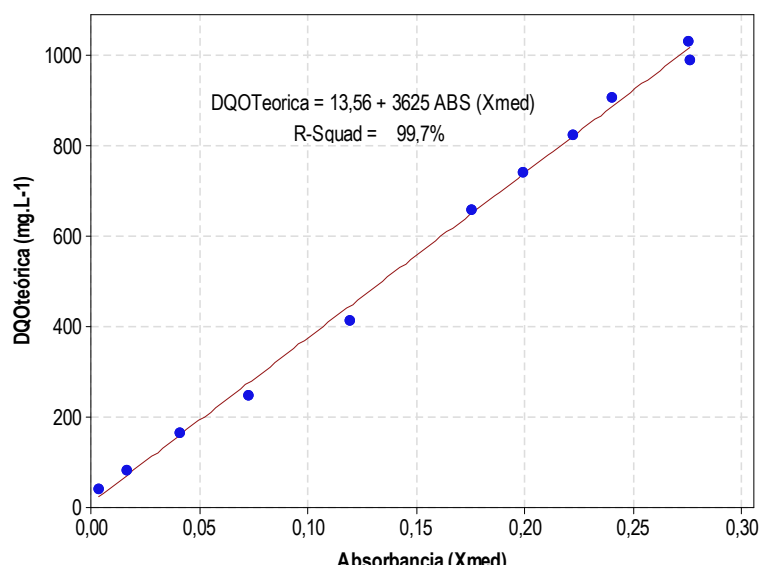
Tabla 2-1 Curva de calibración para hallar la DQOTeórica

CURVA DE CALIBRACION DQO				
V_1 Sol.KHP [μL]	DQO _{Teórica} [mg.L ⁻¹]	ABS.1 [cm ⁻¹]	ABS.2 [cm ⁻¹]	ABS (Xmed)
100	41.10	0	0.006	0.003
200	82.21	0.016	0.016	0.016
400	164.41	0.04	0.040	0.040
600	246.62	0.063	0.080	0.072
1000	411.03	0.119	0.119	0.119
1600	657.65	0.177	0.172	0.175

CURVA DE CALIBRACION DQO				
V ₁ Sol.KHP [uL]	DQO _{Teórica} [mg.L ⁻¹]	ABS.1 [cm ⁻¹]	ABS.2 [cm ⁻¹]	ABS (Xmed)
1800	739.86	0.199	0.198	0.199
2000	822.06	0.228	0.216	0.222
2200	904.27	0.238	0.241	0.240
2400	986.48	0.268	0.283	0.276
2500	1027.58	0.273	0.276	0.275

Para la curva de calibración, dibujar la absorbancia media en el eje abscisas, versus la DQO_{Teórica} en el eje de las ordenadas y determinar la ecuación de la recta (ver Tabla 2-1)

Figura 2-1 Curva de calibración DQO, DQO_{Teórica} Vs absorbancia



2.2 Preparación de sustratos con fuente de carbón específica (Acetato-NaAc)

La investigación a escala de laboratorio es una tarea difícil debido a las grandes variaciones que presenta el ARD en sus características, influenciadas por el comportamiento de las poblaciones: estilo de vida y nivel socioeconómico. Por ello, a través del tiempo se ha optado por el desarrollo de sustratos sintéticos que presenten una composición fisicoquímica similar a la del agua ARD y que reproduzca los procesos fisicoquímicos importantes para el desarrollo de los sistemas de tratamiento (Torres et al., 1996).

Un sustrato sintético presenta comportamientos y características análogas similares al agua residual doméstica cruda en valores de DQO, pH, nitrógeno y fósforo, según sea la necesidad del estudio.

2.2.1 Metodología

Para obtener la relación DQO/peso de acetato de sodio se prepararon soluciones de acetato de sodio con diferente concentración de DQO a partir de diluciones de una solución patrón de acetato de sodio con una concentración de 665 mg.L⁻¹ de NaAc que según la relación de Ziglio et al. (2001) equivale a 500 mg-DQO.L⁻¹

Equipos y materiales

- Espectrofotómetro DR 2800 o DR 5000.
- Bomba de vacío.
- Balanza Analítica.
- Digestor de DQO.
- Dispensadores de 5.0ml.
- Horno (103°C y 120°C).
- Embudo tipo Buchner para membrana con diámetro de 47mm.
- Membrana filtrante tipo micro-fibra de vidrio de 1,2 µm.
- Balones volumétricos de 10.0ml, 500ml, y 1000ml.
- Beaker de 500ml y 1000ml.
- Pipetas automáticas de 200µl y 1000µl.
- Tubos DQO.
- Campana de extracción.

Reactivos

- Sulfato de plata (Ag₂SO₄).
- Ácido sulfúrico (H₂SO₄, 96-97% Pureza).
- Sulfato de mercurio (HgSO₄).
- Dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇).
- Hidrogenoftalato ácido de Potasio (KPH) HOCC₆H₄COOK.
- Acetato (NaAc)

Preparación de reactivos

Las soluciones requeridas para el ensayo son: 1) Solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico y 2) Solución de Digestión, descritas en el método para la determinación de la DQO de acuerdo al rango de la concentración del sustrato a emplear.

Procedimiento

Determinación de la curva de calibración

De acuerdo al rango de lectura de la curva de calibración de la DQO usada, se prepararon soluciones de acetato de sodio con concentraciones entre 45 y 1100 mg.L⁻¹, correspondientes a concentraciones aproximadas de DQO entre 20 y 1300 mg.L⁻¹.

Entonces, al tener:

$$665\text{mg de Acetato (NaAc)}/L = 500\text{mg DQO}/L$$

$$0.665 \text{ g de Acetato (NaAc)} = 0.5 \text{ g DQO}$$

$$\begin{aligned} 0.665 \text{ gNaAc/L} &\rightarrow 0.5 \text{ gDQO/L} \\ X &\rightarrow 1.2 \text{ gDQO/L} \end{aligned}$$

$$X = 1.596 \text{ gNaAc/L}$$

En el caso de manejar durante la investigación soluciones madres, se recomiendan que estas sean de alta concentración para obtener una mayor durabilidad y practicidad en la alimentación de los reactores. Por lo tanto; para una solución madre (SM) de:

$$45 \text{ gNaAc/L} \rightarrow 34 \text{ gDQO/L}$$

Disolver 45 g de acetato de sodio en 1L de agua destilada con balón volumétrico (1L). Agitar y preservar en refrigerador con botella ambar. Para obtener una concentración de 1.2 g-DQO.L⁻¹ aplicar:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

C₁= Concentración de la solución madre (g-DQO/L)

V₁= Volumen de la solución madre a tomar para la solución de la curva de calibración (mL)

C₂= Concentración de la DQO teórica a obtener para realizar las soluciones de la curva de calibración (mg/L)

V₂= Volumen de solución a preparar (L)

Ecuación 2-3

$$V_1 = \frac{1.4 \text{ mgDQO/L} * 0.2 \text{ L}}{34 \text{ gDQO/L}}$$

$$V_1 = 0.0082 \text{ L}; 8.218 \text{ mL}$$

Realizar la SM en balón volumétrico de 200 mL y adicionar 8.218 mL; completar hasta el aforo con agua destilada.

Luego aplicar nuevamente C₁V₁=C₂V₂ para determinar DQOTeórica.

C₁= Concentración de la solución madre (mg DQO/L)

V₁= Volumen de la solución madre a tomar para la curva de calibración (μL)

C₂= Concentración de la DQO teórica obtenida para la curva de calibración (mg.L⁻¹)

V₂= Volumen de muestra de acuerdo al ensayo de DQO (2.5mL)

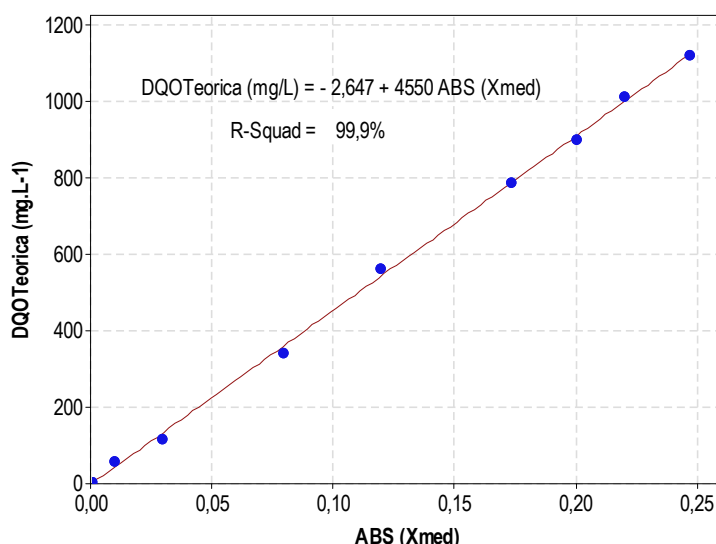
Ecuación 2-4

$$DQOTeórica \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{(1.400 \text{ mgDQO/L}) V_1 (\text{ul})}{2.5 \text{ mL} * 1000}$$

Hacer la curva de calibración con concentraciones conforme a los volúmenes deseados para el procedimiento de la determinación de concentración de DQOTeórica (Tabla 2-2) y completarlos con agua destilada para un volumen total de 2.5 mL.

Tabla 2-2 Curva de calibración para hallar la DQOTeórica del NaAc

V₁ Sol.KHP [uL]	C₂DQO_{Teórica} [mg.L⁻¹]	ABS.1 [cm⁻¹]	ABS.2 [cm⁻¹]	ABS (Xmed)
0	0.00	0.000	0.000	0.000
100	56.00	0.009	0.008	0.009
200	112.00	0.025	0.033	0.029
600	336.00	0.083	0.075	0.079
1000	560.00	0.119	0.119	0.119
1400	784.00	0.173	0.173	0.173
1600	896.00	0.191	0.209	0.200
1800	1008.00	0.220	0.219	0.220
2000	1120.00	0.241	0.253	0.247

Figura 2-2 Curva de calibración DQO, DQO NaACTeórica. Vs absorbancia

2.3 Sólidos totales- Método (2540)

Los sólidos se refieren a la materia en suspensión o disuelta en agua o agua residual, los cuales permanecen como residuo al someter la muestra a una temperatura de 103°C y 105 °C (Uribe, 1996). Los sólidos pueden afectar el agua o adversamente la calidad del efluente. Agua con alto contenido de sólidos disueltos en general son de menor potabilidad y pueden inducir a reacciones fisiológicas en el consumidor. Por estas razones, un límite de 500 mg de sólidos disueltos por litro es el permitido para el consumo.

2.3.1 Metodología

Para dar alcance al objetivo de esta investigación se tuvieron en cuenta los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos volátiles. Los sólidos suspendidos totales (SST) corresponden a la porción de sólidos que son retenidos por un medio filtrante. El contenido de sólidos volátiles se interpreta en términos

de materia orgánica, teniendo en cuenta que a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ la materia orgánica se oxida formando el gas carbónico y agua que se volatilizan. Sin embargo, la interpretación no es exacta puesto que la pérdida de peso incluye también pérdidas debido a descomposición o volatilización de ciertas sales minerales como por ejemplo las sales de amonio o carbonato de magnesio.

Equipos y materiales

- Mufla
- Desecador
- Bomba de vacío.
- Balanza analítica.
- Horno tipo mufla 550°C .
- Horno (103°C y 105°C).
- Embudo tipo Buchner para membrana con diámetro de 47mm.
- Membrana filtrante tipo micro-fibra de vidrio, con tamaño nominal de abertura de $0,45\mu\text{m}$ o $1,2\mu\text{m}$.
- Capsulas de porcelana.
- Pinza metálica.
- Probeta de 50mL.
- Guantes para mufla.

Reactivos

No se requiere

Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

Preparación de cápsula y membrana para ST – SST

Lavar la capsula de porcelana previamente y calcinarla en mufla a 550°C durante 15 minutos. Apagar la mufla, abrirla levemente y esperar hasta que llegue a una temperatura de 150°C (1 hora y 20 minutos aproximadamente) para después ser puesta en el horno a 105°C por 15 minutos. Luego transferirla al desecador para que se enfríe a temperatura ambiente.

1. Para preparación de sólidos suspendidos colocar una membrana filtrante en el sistema de filtración.
2. Hacer 3 lavados a la membrana con el sistema de filtración utilizando 20mL de agua destilada para cada lavado (total de 60mL) que deben ser despreciados.
3. Colocar la membrana en la capsula de porcelana y calcinar en la mufla por 15 minutos, luego transferirla al desecador para que se enfríe a temperatura ambiente.

Determinación de sólidos totales (ST)

Este procedimiento es limitado a una cantidad de sólidos secos de 200 mg, debido a la posibilidad de la formación de una capa que impide el secado de los residuos.

Preparar una cápsula de porcelana como se nombró anteriormente.

1. Determinar la masa M_1 en gramos en la balanza analítica.
2. Transferir un volumen de la muestra V_1 (en mililitros).
3. Secar la muestra en el horno a 103°C-105 °C con tiempo suficiente para lograr una masa constante (24 horas) y determinar la masa después de enfriar en el desecador M_2 .

Ecuación 2-5

$$\text{Sólidos totales (ST)} \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(M_2 - M_1) \times 1000000}{V_1(mL)}$$

Determinación de sólidos totales fijos y volátiles (STF – STV)

Después de determinar la concentración de los sólidos totales, colocar la cápsula con la muestra en la mufla a 550°C para alcanzar masa constante (en este caso, 15 minutos para una única muestra y, no más de 2 horas cuando son varias muestras).

Determinar la masa después del enfriamiento en el desecador (M_3 , en g) en la balanza analítica y calcular STF con la Ecuación 2-6 y STV con la Ecuación 2-7.

Ecuación 2-6

$$\text{Sólidos Totales Fijos (STF)} \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(M_3 - M_1) \times 1000000}{V_1(mL)}$$

Ecuación 2-7

$$\text{Sólidos Totales Volátiles (STV)} \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(M_2 - M_3) \times 1000000}{V_1(mL)}$$

Determinación de sólidos suspendidos totales (SST)

Este procedimiento es limitado a una cantidad de sólidos secos de 200 mg debido a la posibilidad de la formación de una capa que dificulta el secado.

1. Preparar una cápsula con membrana para el ensayo como se nombró anteriormente.
2. Determinar la masa del conjunto (membrana + cápsula) – M_4 en (g).
3. Colocar con una pinza metálica la membrana calcinada en el sistema de filtración.
4. Filtrar un volumen conocido (V_2) de muestra, utilizando el sistema de filtración. se recomienda un volumen que casi colmate la membrana. Para muestras con poco material en suspensión se recomienda mínimo 100 mL.

5. Transferir la membrana que contiene el residuo a la cápsula de porcelana.
6. Secar el conjunto (membrana + cápsula) a 103°C – 105°C hasta conseguir una masa constante (por 24 horas) y después enfriar en el desecador.

Determinar la masa M5 en (g) y calcular con la siguiente ecuación:

Ecuación 2-8

$$\text{Sólidos suspendidos totales mg/L} = \frac{(M_5 - M_4) \times 1000000}{V_2(\text{mL})}$$

Determinación de sólidos suspendidos fijos y volátiles (SSF – SSV)

Después de la determinación de la concentración de sólidos suspendidos totales, colocar el conjunto en la mufla, a 550°C por un tiempo suficiente hasta conseguir una masa constante (aproximadamente 15 minutos) y después de enfriar en desecador determinar la masa M₆ en (mg).

Calcular SSF y SSV con las ecuaciones:

Ecuación 2-9

$$\text{mg de sólidos suspendidos fijos/L} = \frac{(M_6 - M_4) \times 1000000}{V_2(\text{mL})}$$

Ecuación 2-10

$$\text{mg de sólidos volátiles/L} = \frac{(M_5 - M_6) \times 1000000}{V_2(\text{mL})}$$

Determinación de sólidos disueltos totales, fijos y volátiles (SDT, SDF Y SDV)

Los valores de las concentraciones de sólidos disueltos se pueden obtener por la diferencia entre las masas de los sólidos totales y de los sólidos suspendidos, considerando las respectivas fracciones (totales, fijos y volátiles) como se observa en la Figura 2-3.

Figura 2-3 Clasificación de los sólidos



$$ST = SST + SDT = SSV + SSF + SDV + SDF = SVT + SFT$$

$$SVT = SSV + SDV \text{ y } SFT = SSF + SDF$$

$$SST = SSV + SSF \text{ y } SDT = SDV + SDF$$

2.4 Índice volumétrico de lodos (IVL) y velocidad de sedimentación (Vs)

Con el fin de obtener una medida cuantitativa de la capacidad de sedimentación de una muestra de lodo, se han desarrollado parámetros basados en el volumen de ocupación de un lodo después de un período fijo de sedimentación. Entre estos, el más conocido es el índice de volumen de lodo (IVL) (Mohlman, 1934). Este método es de los más sencillos y ampliamente usados, aunque también le son inherentes varios inconvenientes en cuanto a su precisión (Lopez et al., 2017)

2.4.1 Metodología

El índice de volumen de lodo (IVL) (Mohlman, 1934), se define como el volumen (mL) ocupado por 1 g de lodo después de 30 minutos de sedimentación en un cilindro sin agitación de 1 litro. El IVL indica la sedimentabilidad de los lodos, en otras palabras, la capacidad de separación de la biomasa. El lodo granular aerobio presenta una baja tendencia a la floculación con un asentamiento de forma independiente, incluso a concentraciones altas; por lo cual, el IVL después de 5 minutos será aproximadamente el mismo que el IVL medido después de 30 minutos. Los valores típicos de IVL para gránulos son inferiores a 30 ml/g (de Kreuk & van Loosdrecht, 2004, Liu & Tay, 2005, Liu & Tay, 2007) y velocidades de sedimentación en el rango de 10 a 100 m/h (Etterer & Wilderer, 2001, Winkler et al., 2011, Bassin et al., 2012).

Equipos y materiales

- Probeta de vidrio de 1.000 mL
- Cronómetro
- Regla
- Muestra de lodo sedimentado
- Membrana filtrante tipo micro-fibra de vidrio, con tamaño nominal de abertura de 0,45µm o 1,2µm.
- Capsulas de porcelana.
- Pinza metálica.
- Probeta de 100mL.
- Guantes para mufla.

Reactivos

No se requiere

Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

1. Colocar el volumen de muestra de lodo sedimentado (100 o 200 mL) en una probeta de 1L y aforar a 1000 mL con efluente clarificado del propio reactor, buffer de fosfatos o agua destilada.

2. Agitar el contenido con una varilla de vidrio.
3. Colocar la probeta en una superficie plana y registrar el volumen de lodo sedimentado por unidad de tiempo; generalmente se registra el volumen sedimentado cada 30 segundos para los primeros 5 minutos y, posteriormente, cada 3 minutos hasta completar 30 minutos.

Se convierte el volumen sedimentado a altura equivalente utilizando la siguiente ecuación

Ecuación 2-11

$$h_i = (1000 - v_i) \times \frac{l}{1000}$$

h = Altura desde el borde superior de la probeta al volumen del lodo sedimentado para un tiempo t_i (cm)

V_i = Volumen sedimentado (mL) en un tiempo t_i

L = Altura (cm) de la probeta entre 0 y 1000 mL.

Construir una gráfica de t_i (abscisas) contra h_i (ordenadas, luego trazar una tangente a la zona de la curva con mayor pendiente. La pendiente de esta recta corresponde a la velocidad máxima de sedimentación ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$); utilizando el factor de conversión se calcula la velocidad de sedimentación en $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$.

El IVL se calcula aplicando la siguiente ecuación:

Ecuación 2-12

$$IVL \left(\frac{\text{mL}}{\text{g}} \right) = \frac{V_{5-30}}{SST * f}$$

Donde V_5 y V_{30} es el volumen en mL, ocupado por el lodo a los 5 y 30 minutos de haber iniciado el ensayo, los SST son los sólidos suspendidos totales del lodo en $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ y f es el factor de dilución, que para este caso a manera de ejemplo para una muestra de lodo sedimentado de 200mL aforado a 1000mL es:

Ecuación 2-13

$$f = \frac{200}{1000} = 0.20$$

Mida la concentración de la muestra de lodo con una prueba de TSS de acuerdo con el método 2540 D de los métodos estándar (APHA et al., 2012)

2.5 Densidad de gránulos

La gravedad específica de los gránulos aerobios se encuentra típicamente en un rango de 1.036 a 1.048, las cuales son comparables con densidades de lodos activados convencionales (Etterer & Wilderer, 2001; Tay et al., 2001a). Los gránulos con una alta intensidad física son resistentes a la abrasión (Toh et al., 2003; Yang et al., 2004).

2.5.1 Metodología

La densidad de biomasa específica se puede medir con un picnómetro. Un picnómetro es un matraz de vidrio simple y económico de volumen calibrado. El matraz del picnómetro tiene un tapón de vidrio que se

cierra y actúa como una válvula. Contiene un pequeño surco a través del cual, el exceso de agua se expulsa cuando se cierra. El picnómetro tiene un volumen conocido V (Etterer & Wilderer, 2001).

Equipos y materiales

- Balanza Analítica
- Picnómetro

Figura 2-4 Picnómetro



Reactivos

No se requiere

Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

1. Mida el peso del picnómetro (cerrado con el tapón de vidrio) en un estado completamente seco (m_0).
2. Llene el picnómetro con agua y mida su peso nuevamente (m_T). Es muy importante secar el picnómetro con cuidado antes de determinar el peso para eliminar todo el exceso de agua del exterior del picnómetro.

Calcule la masa de agua en el picnómetro (m_{H_2O}) de la siguiente manera.

Ecuación 2-14

$$m_{H_2O} = m_t - m_0$$

1. Mida el peso de la muestra de gránulos para la cual desea determinar la densidad (m_s)

2. Coloque la muestra de gránulos dentro del picnómetro y determine el peso del picnómetro junto con la muestra insertada ($m_0 + m_s$).
3. Llene el picnómetro (que contiene la muestra de sólidos) con agua y pese nuevamente su masa (m_{TS}). Nuevamente, asegúrese de que el picnómetro este seco antes de determinar el peso.

Calcule el peso del agua agregada (m'_{H_2O}):

Ecuación 2-15

$$m_{H_2O} = m_{TS} - m_0 + m_s$$

Determine el volumen de agua agregada (V'_{H_2O}) de acuerdo con:

Ecuación 2-16

$$V'_{H_2O} = \frac{m'_{H_2O}}{\rho_{H_2O}}$$

Calcule el volumen de sólidos V_s a partir de la diferencia entre el volumen de agua que llena el picnómetro vacío (V) y el volumen de agua previamente determinado (V'_{H_2O}).

Ecuación 2-17

$$V_s = V - V'_{H_2O} = \frac{m_{H_2O} - m'_{H_2O}}{\rho_{H_2O}}$$

Finalmente, calcule la densidad de los gránulos ρ_s :

Ecuación 2-18

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s}$$

Ejemplo

Se utiliza un picnómetro con un volumen (V) de 0.1 L para determinar la densidad de una muestra de lodo granular. Todas las medidas y cálculos se proporcionan en la Tabla 6.10 (la densidad del agua, ρ_{H_2O} , a 20 ° C es de 998 g.L⁻¹).

Tabla 2-3 Cálculo de densidad para muestra de lodo aerobio

Variable	Símbolo	Procedimiento	Valor
Masa Picnómetro vacío (g)	m_0	Medida	54.51
Masa picnómetro y agua(g)	m_T	Medida	153.7
Masa agua (g)	m_{H_2O}	Calculada	99.19
Masa de la muestra de sólidos (g)	m_s	Medida	19.56
Masa picnómetro, muestra de sólidos y agua (g)	m_{TS}	Medida	154.55
Masa de agua adicionada (g)	m'_{H_2O}	Calculada	80.48
Volumen de agua adicionada (L)	V'_{H_2O}	Calculada	0.08
Volumen de solidos (L)	V_s	Calculada	0.02
Densidad de sólidos (g.L ⁻¹)	ρ_s	Calculada	1,010.40

2.6 Determinación del tamaño de la biomasa granular

Existen cuatro técnicas habituales para determinar la distribución de tamaño de las partículas del lodo. Dos de ellas consisten en la medición directa del tamaño de al menos 100 gránulos de lodo a partir de un microscopio, los cuales son inmovilizados en placas Petri. El conteo se puede hacer de forma manual con una cuadrícula o automáticamente usando un analizador de imágenes con procesamiento de datos computarizado. El tercer método es indirecto y consiste en determinar las velocidades de sedimentación de una muestra de lodo para posteriormente extrapolar los diámetros mediante ecuaciones como la ley de Stokes. El último método, es el análisis del tamaño de partícula por láser, el cual ha sido introducido recientemente (Laguna et al., 1999)

Sin embargo, todos estos procedimientos presentan varias desventajas. El conteo en cuadrícula es muy tedioso y el análisis de imagen y láser son costosos (al menos \$ US 10 000 para el análisis de imágenes y entre 30 000 y 60 000 para el láser). En el caso del procedimiento de velocidad de ajuste, supone que existen algunas correlaciones entre el tamaño y la velocidad, lo que puede no ser siempre el caso y presentar un bajo grado de precisión (Grotenhuis et al., 1991). Finalmente, ninguna de las técnicas anteriores, debido a su complejidad o costo, puede establecerse fácilmente en las plantas de tratamiento y, como consecuencia, casi que se limitan a los estudios de laboratorio.

2.6.1 Metodología

La granulometría es una técnica simple y de bajo costo que puede aplicarse tanto a escala de laboratorio como a gran escala; requiere solo de un conjunto de tamices, un horno y una centrífuga o un dispositivo de filtrado muy disponible en laboratorios que realizan análisis de agua.

Aunque no hay un consenso común sobre el mínimo diámetro (Bathe et al., 2005), tamices con un diámetro de 0.2 mm han sido utilizados para determinar el tamaño mínimo de la biomasa granular. Típicamente los diámetros varían entre 0.5-3 mm (de Kreuk & van Loosdrecht, 2004).

La distribución de tamaños se puede medir mediante simples pruebas de tamizado o mediante un analizador de imágenes (Van Loosdrecht et al., 2016). Para el caso de esta investigación, se utilizó el tamizaje de la muestra con distintos calibres de tamiz.

Equipos y materiales

- Tamices (N°60, 35,20, 10)
- Desecador
- Bomba de vacío.
- Balanza analítica.
- Horno tipo mufla 550°C.
- Horno (103°C y 105°C).
- Embudo tipo Buchner para membrana con diámetro de 47 mm.
- Membrana filtrante tipo micro-fibra de vidrio, con tamaño nominal de abertura de 0,45 µm o 1,2 µm.
- Capsulas de porcelana.
- Pinza metálica.
- Probeta de 100 mL.

- Guantes para mufla.
- Beakers de 50 mL

Reactivos

No se requiere

Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

1. El tamaño del gránulo se podrá determinar por medio de tamices con diferentes tamaños de malla, por ejemplo, 2.0, 1.0, 0.5 y 0.3 mm, lo que permitirá cubrir el rango de tamaño más común en gránulos. Es decir, el tamizado se podrá realizar con el número de tamices de su elección y de acuerdo al rango que se requiera evaluar en el estudio.
2. Para el caso de este estudio se recomienda tamices en acero inoxidable de diámetro 8" con aberturas de malla a partir de 0.25 mm en adelante.
3. Los tamices se deben montar verticalmente uno encima del otro, en orden creciente de apertura de la malla (de abajo hacia arriba), de modo que la malla más grande esté en la parte superior. En la parte inferior, colocar una placa del mismo diámetro o mayor para recuperar las partículas menores de 0,25 mm.
4. Antes del análisis, la muestra de lodo debe ser homogenizada vigorosamente agitando a mano el recipiente de almacenamiento o el reactor. Luego, transferir el volumen determinado de muestra (mayor a 25mL) a un cilindro calibrado.
5. Verter la muestra por el tamiz de apertura de malla de 2 mm y lavar con una solución tampón de fosfato conformada por las soluciones de Tabla 2-4, o con agua destilada para permitir que las partículas menores de 2 mm puedan ser movilizadas a los siguientes tamices.

Tabla 2-4 Solución amortiguadora de fosfato (Laguna, 1999)

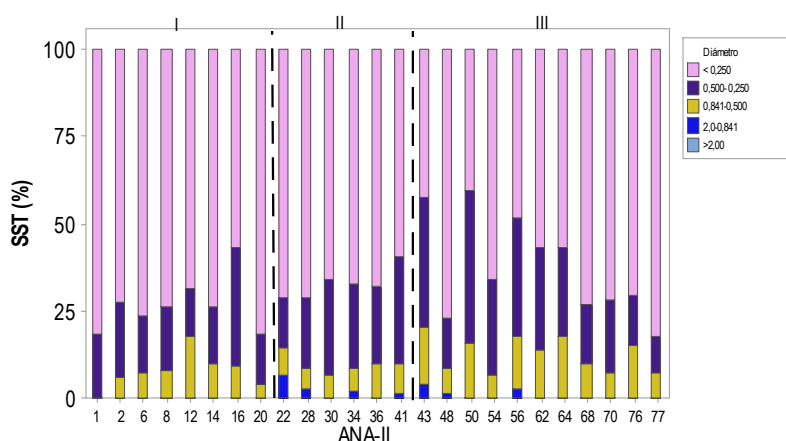
Compuesto	Concentración (g L ⁻¹)
K ₂ HPO ₄	4
Na ₂ HPO ₄ 7H ₂ O	5.09
KH ₂ PO ₄	1.08
pH solución 7.50	

1. Repetir sucesivamente el lavado con cada tamiz, para permitir que los gránulos fluyan de un tamiz al siguiente.

2. Los gránulos retenidos en las diferentes mallas se recuperarán mediante lavado a contracorriente, utilizando el mismo disolvente y recolectándolos en beakers para cada fracción o tamiz usado, al igual que para las partículas menores a 0.2 mm
3. Filtrar (membrana de 0,45µm previamente preparada de acuerdo a la determinación de SST y SSV) cada una de las fracciones recolectadas o centrifugar a 5000 rpm durante 15 minutos para obtener los sólidos y determinar su SST y SSV.
4. Una vez determinada la cantidad de SST y SSV retenidos en cada tamiz, calcular mediante la suma de estos datos, la cantidad de sólido suspendido totales de la muestra y luego determinar para cada clase de tamaño el porcentaje del peso total que representan. Determinar el peso húmedo, y si es necesario el peso seco (SST), el contenido de cenizas y los SSV de cada fracción, lo que dará como resultado el porcentaje teórico de cada tamaño de clase.

Graficar los resultados como lo indicado en la Figura 2-5.

Figura 2-5 Graficas de SST y SSV para diámetros de LGA



2.7 Coeficiente de integridad (CI) o estabilidad

El conocimiento sobre fuerza y estabilidad es esencial para el diseño de los sistemas con tecnología de granulación aerobia. El esfuerzo cortante en el reactor (por ejemplo, mediante la mezcla mecánica o la mezcla aireada), generalmente puede afectar las características de sedimentación del lodo granular aerobio o en el peor de los casos dañar los gránulos. Si los gránulos aerobios se deterioran durante el funcionamiento del reactor o con la manipulación, disminuyen la capacidad de sedimentación y el posterior lavado de la biomasa (Nor-Anuar et al., 2012).

2.7.1 Metodología

La fuerza del gránulo se define como la resistencia al desgaste y/o a la rotura por una fuerza mecánica o al esfuerzo cortante del fluido. El coeficiente de estabilidad o integridad (CI) cuantifica la resistencia de los gránulos aerobios y los clasifica en tres niveles de fuerza: muy fuerte, fuerte y no fuerte.

Equipos y materiales

Recipiente de geometría estándar de 2 L ($T_v = 0.133$ m) ($D = 0.075$ m)

Reactivos

No se requiere

Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

1. Recolectar dos muestras (A, B) sedimentadas de aproximadamente 1000 gránulos (≈ 100 mL) con diámetro (ϕ) mayor de 0.2 mm (Tamizar la muestra)
2. La muestra A será usada para determinar el peso seco total (Concentración SST) y la densidad de los gránulos (ρ)
3. Verter la muestra B dentro de un recipiente de geometría estándar de 2 L ($T_v = 0.133$ m, $D = 0.075$ m) y llenar con agua de grifo hasta alcanzar un volumen de 300 ml. Luego, agitar a una velocidad de 200 RPM por 10 min. La posición de la turbina agitadora en el recipiente será de 0,015 cm desde la parte inferior.
4. Recoger la muestra después de la agitación y realizar la prueba de determinación del tamaño de la biomasa mencionada en el numeral 2.6. No olvidar recolectar el material desprendido (partículas menores a 0.25mm) y determinar su peso seco SST

La fracción de material desprendido se usará para evaluar la resistencia del gránulo. Los resultados se expresarán en términos de coeficiente de estabilidad (CI), como la relación de material desprendido respecto a el peso total de los gránulos, en porcentaje como sigue:

Ecuación 2-19

$$CI = \frac{A - B}{A} \times 100\%$$

A manera de ejemplo si se tiene:

Tabla 2-5 Ejemplo para evaluar el CI

	Acetato	Agua residual domestica	Acetato	Agua residual domestica
SST total (g.L^{-1})	39.5	30.2	35.0	32.5
SST finos (g.L^{-1})	1.3	3.5	1.8	2.6
CI (%)	4	12	5	8
ϕ Antes (mm)	0.9–1.0	0.9–1.1	1.0–1.1	0.9–1.0
ϕ Después (mm)	0.8–0.9	0.3–0.5	0.7–0.9	0.5–0.7
ϕ (%)	9	40	10	24

Cuanto menores son los valores de CI, mayor es la estabilidad de los gránulos aerobios.

2.8 Velocidad de la zona de sedimentación

La velocidad de la zona de sedimentación (VZS) es la tasa de subsidencia de la interfase de sólidos (lecho de lodo), medida en m/h o en unidades similares en un recipiente (normalmente una probeta) de acuerdo con métodos estándar (método D 2710, APHA).

2.8.1 Metodología

La altura de la interfase de lodos se registra y se representa gráficamente como una función del tiempo (Lopez et al., 2017). La curva de tiempo generada, tiene tres fases:

1. Fase de latencia, primeros 2 minutos de la prueba
2. Sección lineal, suele durar de 3 a 30 minutos, es en la que se presenta un cambio progresivo de la velocidad de sedimentación
3. Fase final en la que se evidencian pocos cambios en la interfase

Equipos y materiales

- Probeta graduada de 1000 ml normalizada de 34 cm de altura
- Regla
- Cronómetro
- Muestra de lodo

Fotografía 2–1 Probeta con lodo anaerobio (izquierda) y aerobio (derecha)



Reactivos

No se requiere

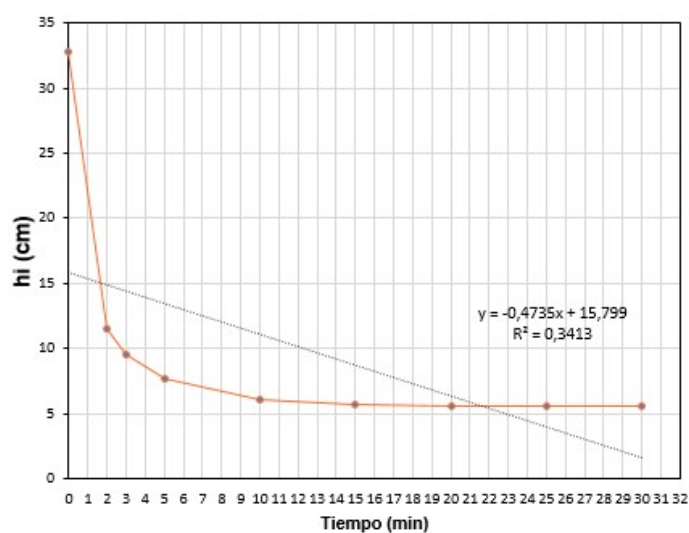
Preparación de reactivos

No se requiere

Procedimiento

1. Se inicia de un $t=0$ al comienzo del experimento, en el cual la concentración del licor mixto es uniforme en la probeta graduada.
2. La altura de la interfase se va registrando a intervalos de tiempo seleccionados
3. Establecer la curva de sedimentación de la siguiente manera (ver Figura 2-6)

Figura 2-6 Curva de sedimentación de lodo



La velocidad de sedimentación corresponde a aquella en que las partículas en suspensión se sedimentan antes de alcanzar la concentración crítica X_c :

Ecuación 2-20

$$V_s = \frac{OA}{OB} = \frac{H_0}{t} = \frac{0,34}{t}$$

Referencias Bibliográficas

- (CAR), C. A. R. (2013). *PTAR SALITRE FASE II*. <https://ptarsalitre.com.co/#ptarsalitre>
- (SUI), S. Ú. de I. de S. P. (2009). *Reporte técnico operativo - Alcantarillado: Análisis antes del Tratamiento de Sociedad de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla S.A. E.S.P.*
- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreidakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge*. OCTOBER 2001. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)

- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). Comamonas testosteroni colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.

- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdaz, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>

- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>
- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.

- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.
- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nanchaiah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987.

- <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecurso Tecnologia*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery

- wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor*.
- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism, key influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism, key influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmtec.2007.04.005>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>

- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. 102, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, 46(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, 108(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. *li*, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, 317(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, 47(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, 182, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. zhu, Pu, W. hong, Yang, J. kuan, Shi, Y. fei, Wang, J., Bai, J., Zhou, X. yue, Jiang, G. sheng, Li, C. yang, & Liu, F. biao. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 169, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, 60(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martinez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 104, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, 8(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. sheng, Zhang, Y. jun, Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, 33(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, n. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohlman, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, 6(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, 89, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, 45(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge

- in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháltz, P., Czakó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nancharaiah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nancharaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals*. Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104->

66322006000300005

- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>
- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitritation with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII1Fundamentosdelprocesoodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitritation of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>

- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187. <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiiah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor*. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). *Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor*. *Bioresource*

- Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827. <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous-flow aerobic granulation in plug-flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Wat. Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., Eugenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.

- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to "Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater."*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge: A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., Ni, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). The physiology and biochemistry of prokaryotes. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.
- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). *A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater*. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater: Is it really better than that of activated sludge? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhaan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). *Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis*. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). *Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates*. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126.

<https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>

Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(97\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(97)00214-0)

Capítulo 3. Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo – PGA

3.1 Introducción

La granulación aerobia es una novedosa e innovadora tecnología utilizada para el tratamiento de agua residual; su primer reporte se observó en un reactor discontinuo secuencial (SBR) en 1997 (Morgenroth et al., 1997), desde entonces, ha conseguido atraer el interés de los investigadores debido a su capacidad para conservar dentro del sistema un considerable número de microorganismos, rápida sedimentación y notable eficiencia de remoción y/o bio adsorción de contaminantes. En efecto, ha empezado a considerarse como una tecnología rentable que permite tratar grandes volúmenes en reactores más compactos y aplicable a una amplia gama de tipos de agua residual (Ivanov, 2006, Nancharaiah & Kumar, 2017, Sarma et al., 2017). De modo que, algunos investigadores han sugerido que la aplicación de la granulación aerobia, en lugar de los lodos activados convencionales, podría reducir el consumo de energía en ~ 68% (Pronk et al., 2015).

Los gránulos aerobios son definidos como agrupaciones de microorganismos auto inmovilizados en esferas densas y compactas (Liu et al., 2008, Nancharaiah & Kumar, 2017, Sarma et al., 2017,). Cada esfera de biomasa puede componerse de varias capas biológicas en función de la penetración de oxígeno, microintegrando poblaciones de microorganismos multifuncionales (Liu et al., 2008, Khan et al., 2013, Nancharaiah & Kumar, 2017, Wan et al., 2021). La adhesión célula a célula se encuentra inmersa en fenómenos biológicos, físicos y químicos (Liu et al., 2004).

Cuando se realizan investigaciones relacionadas con granulación, un lodo no adaptado a las condiciones de su nuevo medio puede acarrear largos periodos de puesta en marcha para obtener gránulos maduros, lo que a su vez representa gastos en recursos económicos, físicos y temporales, especialmente si se desconoce la capacidad de la biomasa para desarrollarse como gránulos aerobios. Desde que se informó por primera vez su cultivo exitoso, diversos autores han realizado un gran número de estudios en torno al proceso de formación (Tay et al., 2004, Hailei et al., 2006^a de Sousa, Rollemberg et al., 2018) no obstante, estas metodologías requieren de cuantiosos recursos, su aplicabilidad está orientada a sistemas de gran envergadura y/o no son lo suficientemente claras o sencillas para implementar.

Basados en esto y, en la necesidad de encontrar alternativas asequibles para facilitar y promover el desarrollo tecnológico de la granulación aerobia, se planteó el protocolo de granulación aerobia (PGA) como un conjunto de parámetros y consideraciones que producen tanto individual como grupalmente la estimulación sobre la biomasa, al crear un medio controlado que permite evaluar rápidamente la viabilidad de agrupamiento de la población celular mediante pruebas de sedimentabilidad y parámetros morfológicos sobre la biomasa de interés.

El protocolo PGA mostrado en el siguiente Capítulo representa una herramienta de evaluación y toma de decisión, útil para diferentes escalas de aplicación. Su implementación es sencilla y relativamente económica, permitiendo obtener en un menor tiempo, respuesta ante la posibilidad y capacidad de formación de gránulos aerobios de un lodo (*“Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum”*. Penagos, Victoria & Manrique (2022)).

3.2 Metodología

El protocolo para el potencial de granulación aerobia (PGA) fue establecido luego de realizar una considerable revisión de literatura, en donde se identificaron los principales parámetros operacionales y los valores más reiterativos, con esto se pudo determinar un patrón de comportamiento que fue fundamental en la elección de los rangos del protocolo y en las metodologías a realizar.

La definición de sus parámetros se soportó en un minucioso análisis de estudios reportados con resultados exitosos (Beun et al., 1999, Tay et al., 2001, Liu et al., 2008, Khan et al., 2013, Gonzalez-Martinez et al., 2017, Bassin et al., 2019, Song et al., 2021, Silva et al., 2022), en donde se establecieron rangos óptimos y principales variables operacionales que, luego fueron verificadas para la constitución del ensayo de PGA

Inicialmente, se definieron el sustrato, la configuración del reactor y los procedimientos que permitieron garantizar el adecuado funcionamiento del reactor. Una vez verificados los procedimientos previos, se instauraron los pasos que constituyeron el protocolo del ensayo PGA. Después de establecido el protocolo, se continuó con la validación del ensayo de PGA para corroborar que efectivamente la biomasa obtenida en el ensayo estuviera constituida de gránulos.

El ensayo PGA se desarrolló en cuatro fases, en concordancia con lo mencionado por Grisales et al. (2022): Preparación del sustrato, adaptación del inóculo, puesta en marcha o aplicación del protocolo y determinación del potencial de granulación como se observa en la Figura 3-1. Durante todo el experimento se realizó seguimiento microscópico a las agregaciones celulares presentadas.

Figura 3-1 Fases de aplicación del PGA PGA



Nota: Grisales et al. (2022).

3.2.1 Preparación del sustrato

Diferentes investigaciones destacaron el uso de acetato como una fuente de carbono efectiva para el cultivo de gránulos, esto atribuido a características como: producción de SPE en las células (Sun et al., 2006), biodegradabilidad (Pronk, Abbas, et al., 2015), favorecimiento de especies de microorganismos (Methanosarcina y Methanothrix) relacionadas con la rápida formación de agregaciones granulares (Morvai

et al., 1990) y, desarrollo de gránulos maduros con mejores características de sedimentabilidad, forma y estructura, comparados con otros sustratos ampliamente usados como la glucosa (Tay et al., 2001).

El acetato es considerado como un sustrato biodegradable de rápida asimilación por los microorganismos formadores de gránulos, por lo que su elección se dio con el fin de identificar el efecto de los inóculos sin que la composición del sustrato interviniera.

Sustrato: Acetato de sodio ($\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), enriquecido con las sales minerales y los micronutrientes presentados en la Tabla 3-1 y Tabla 3-2, esto con el fin de que se suplan las necesidades esenciales para el crecimiento de los microorganismos. La concentración final del sustrato podrá establecerse o modificarse según la particularidad del ensayo.

En este caso se preparó una solución concentrada de acetato de sodio de 5 g.L^{-1} y a partir de esta se realizaron siete diluciones en balones volumétricos, las cuales correspondieron a diferentes concentraciones de acetato de sodio. A cada dilución se le determinó la DQO (mg.L^{-1}) y luego, se obtuvo un conjunto de datos con los que se generó una curva de calibración entre la concentración de acetato de sodio y la DQO. De esta manera, se pudo normalizar el reactivo de NaAc y garantizar las concentraciones propuestas.

Tabla 3–1 Soluciones de sales minerales

Compuesto	Fórmula	Concentración (g L^{-1})	Volumen ($\text{mL.L}^{-1} \text{ AR}$)
Fosfato dipotásico	K_2HPO_4	6	3.75
Fosfato Monopotásico	KH_2PO_4	6	1.04
Cloruro de sodio	NaCl	12	20.8
Cloruro de magnesio hexahidratado	$\text{MgCl}_2 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$	2	3.50

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

Fuente: Vazoller (1988)

Tabla 3–2 Soluciones de micronutrientes

Compuesto	Concentración (g.L^{-1})
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.35
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.100
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.024
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.100
ZnCl_2	0.100
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.025
H_3BO_3	0.010
NaCl	1.00
$\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.026
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.120

Nota: Adaptado de Martínez & Pascichaná (2019).

Fuente: Touzel & Albagnac (1983)

Preparación del inóculo

Antes de iniciar la inoculación del reactor y con el propósito de que los microorganismos asimilen el nuevo sustrato, así como, el de preservar la mayor diversidad microbiana, el inóculo se debe someter a un proceso de adaptación. Esta estrategia propuesta, consistió en colocar el inóculo a evaluar, en contacto con el nuevo sustrato en una proporción 50-50 de volumen, dentro de un recipiente cónico y aireado (ver Figura 3-2). Para determinar la asimilación del sustrato se realizaron mediciones periódicas de la DQO hasta alcanzar una reducción mayor del 40%.

Siguiente a la etapa de adaptación, el inóculo se sometió a un proceso de selección basado en la velocidad de sedimentación, a través de la metodología de decantación descrita por Sheng et al. (2010) con algunas modificaciones. Para esto, colocar el lodo adaptado en conos imhoff de 1L, agitar suavemente y dejar sedimentar por dos minutos. Luego, retirar el sobrenadante de licor mixto, y almacenar la biomasa sedimentada para usar como inóculo en el reactor (ver Figura 3-2). Repetir la prueba hasta lograr el volumen de lodo requerido para el ensayo de PGA y determinar la concentración de sólidos totales y volátiles de acuerdo con los métodos estándar (APHA, 2012).

Figura 3-2 Adaptación del lodo y selección del inóculo



Nota: Grisales et al. (2022).

Las características microbiológicas y la biodiversidad del inóculo, determinan la capacidad y las propiedades presentes en las agregaciones al interior del reactor, ya que el proceso de granulación es un cambio gradual de configuración microbiana a agregados más densos y compactos (Tay et al., 2001, Liu et al., 2008, Sheng et al., 2010, Song et al., 2010)

De acuerdo con la literatura, el lodo activado ha sido el inóculo más utilizado en los estudios de granulación aerobia (Pronk et al., 2015, Wan et al., 2015, Jafari Kang y Yuan et al. 2017, Liu et al., 2017), dado que su naturaleza floculante le proporciona características de baja sedimentación y alta generación de lodos, lo que, a su vez, hace que requiera de grandes áreas para las unidades de sedimentación. Es así, que este proceso genera un importante impacto ambiental debido a sus necesidades de espacio, manejo y

disposición de lodos. Sin embargo, a pesar de que las comunidades bacterianas que residen en los lodos activados son hidrófilas (Zita & Hermansson, 1997), estas han obtenido resultados positivos en densidad y diversidad microbológica para la formación de gránulos (Hailei et al., 2006b, Adav et al., 2008, Song et al., 2009, Wang et al., 2011, Kong et al., 2014). Por lo tanto, este protocolo se desarrolló con un inóculo de naturaleza floculante, un lodo aerobio floculento del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de agua residual doméstica (PTARD) el Caney, ubicada en la ciudad de Santiago de Cali. ya que una de las necesidades mayormente reconocidas en los sistemas de lodos activados es lograr mejorar la capacidad de sedimentación y retención de los lodos, una propiedad interesante de la granulación aerobia que podría acoplarse de manera práctica al actual y ampliamente utilizado sistema de lodos activados.

3.2.2 Aplicación del protocolo

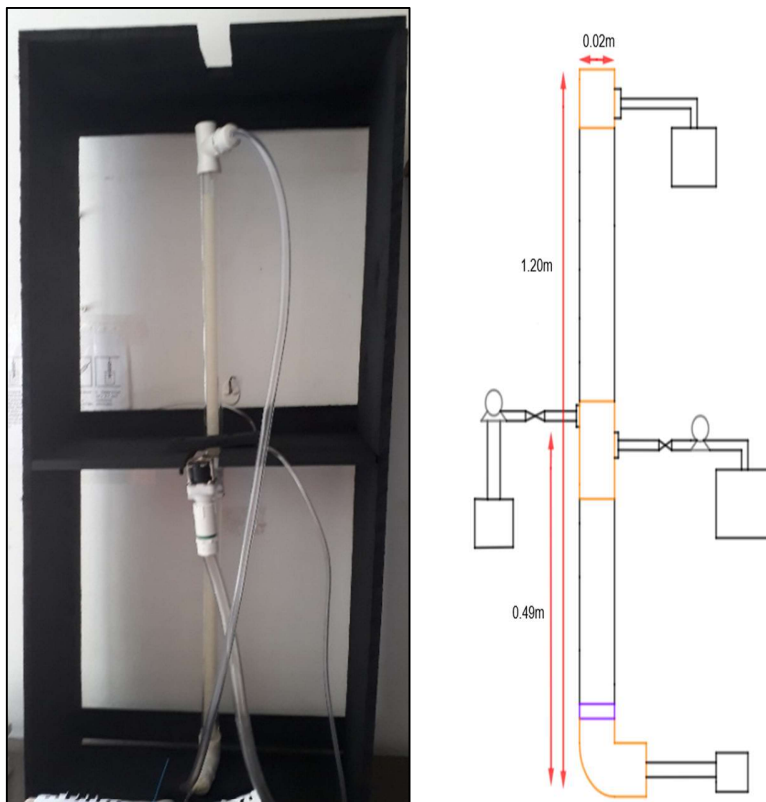
Finalizada la preparación del sustrato y la adaptación del inóculo, se continua con la operación en la unidad experimental SBR (Sequential Batch Reactor). Este tipo de operación ha sido experimentada casi que exclusivamente en la tecnología granular aerobia por crear un medio adverso y condiciones de estrés en la microbiota, lo que conlleva a la aglomeración como mecanismo de supervivencia (Tay et al., 2001), la selección de la biomasa granular y la eliminación de los microorganismos floculentos o filamentosos (Lee et al., 2010).

Unidad experimental

La estimación de los parámetros de diseño del reactor, fueron el resultado entre el consenso de la información más reiterativa y con indicios o formación de gránulos aerobio del proceso de investigación durante la etapa de revisión de literatura, y la proposición particular (Liu et al., 2008; Khan et al., 2013; Nancharaiah y Kiran, 2017; Sarma et al., 2017). De lo cual, el reactor fue fabricado en vidrio, pero también se puede usar otro material de buena resistencia como el PVC. La capacidad fue de 280mL (altura útil de 0.98 m y un diámetro interno de 0.02m) y su funcionamiento en modo discontinuo secuencial (SBR) con una fuente de alimentación, un recolector de efluente y un sistema de bombeo que suministró el sustrato y extrajo el efluente; así mismo, un sistema de regulación y control de excesos de fluidos como se observa en la Figura 3-3.

La aplicación de la fuerza cortante se proporcionó desde la parte inferior del reactor mediante aireación, la ubicación de la salida del efluente cumplió una relación de intercambio volumétrico del 50% (Wang et al., 2006b; Adav et al., 2009b; Adav et al., 2009a; Kong et al., 2009; Adav y Lee, 2011; Khan et al., 2011; Abdullah et al., 2013; Devlin et al., 2017; Liang et al., 2017).

Figura 3-3 Esquema reactor de columna tipo SBR



Nota: Grisales et al. (2022).

Parámetros operacionales

La definición de los parámetros implementados en el PGA fue el resultado de un minucioso análisis de estudios reportados por diferentes autores. La revisión de literatura se realizó mediante la consulta, lectura y síntesis de publicaciones científicas y libros relacionados con granulación aerobia, el cual se encuentra consignado en el trabajo investigativo realizado por Villarraga (2019) y Grisales et al. (2022).

El proceso de investigación partió desde un esquema general mediante la lectura de artículos de revisión, a unos más específicos en donde se reportaron casos exitosos de granulación. Esta clase de artículos, permitieron conocer parámetros operacionales reiterativos y patrones de comportamiento que determinaron los rangos y valores usados para el protocolo; así como la elección de las metodologías a realizar.

En la Tabla 3-3 se consigan los parámetros y valores empleados para la operación del PGA, es importante mencionar que debido a que la granulación aerobia ha sido objeto de estudio desde hace 20 años, aún no hay información concluyente.

Tabla 3–3 Parámetros utilizados para el protocolo PGA

Parámetro	Valor	Unidad
Operación del reactor	SBR	-
Relación A/D	$\geq 6:1$	-
Tiempo de ciclo	3	h
Número de ciclos por día	8	-
Tiempo de sedimentación	15 – 5 – 2	min
Relación de intercambio volumétrico - RIV	50	%
Tiempo de descarga	1	min
TRH	6	h
A/M	0.64	gDQO/gSSV
Sustrato	Acetato	-
DQO del sustrato	1500	mgL ⁻¹
Carga orgánica volumétrica	6	kg.m ⁻³ d ⁻¹
Tiempo de aireación	163 – 173 – 176	min
Velocidad de aireación	2.40 a 3	cm.s ⁻¹
OD	0.5 a 6	mgL ⁻¹
pH	6.5 a 8	-
Temperatura	20 a 25	°C

Nota: Grisales et al., (2022).

El tiempo de ciclo es un parámetro muy variable que hasta el momento ha reportado rangos óptimos entre 1 y 12 h; sin embargo, mediante la aplicación de un tiempo de 3 a 6 horas, diferentes autores han alcanzado formación de gránulos aerobios sin implicaciones negativas o notables (Liu et al., 2008; Gao et al., 2013; Corsino et al., 2016; Corsino et al., 2017), por lo que se estableció para el siguiente protocolo un ciclo de operación de 3 horas con un total de 8 ciclos por día, y comprendió las etapas de alimentación, aireación, sedimentación y descarga.

La configuración de los ciclos y tiempos de fase se muestran en la Tabla 3-4 y fueron estipulados de acuerdo con la premisa de que el tiempo de sedimentación constituye una de las mayores presiones de selección en la granulación aerobia y es fundamental para seleccionar el crecimiento de bacterias con sedimentación rápida (Liu Y et al., 2005). El uso de tiempos cortos de sedimentación, 1 a 15 minutos, ha sido sugerido y corroborado en múltiples estudios como un rango óptimo para estimular la formación de gránulos (Lei et al., 2004; Qin et al., 2004a; Liu et al., 2008; Nancharaiah y Kiran, 2017), de tal manera, que se fijó como punto de inicio para el protocolo 15min. El tiempo de aireación seleccionado para el estudio, fue el resultado de la duración del ciclo, menos los tiempos de sedimentación, descarga y alimentación.

Tabla 3–4 Ciclos de operación

Etapa	Tiempo (min)				Duración (días)
	Alimentación	Aireación	Sedimentación	Descarga	
Fase 1	1	163	15	1	8
Fase 2	1	173	5	1	1
Fase 3	1	176	2	1	2

Nota: Grisales et al. (2022).

Procedimiento PGA

A continuación, se describe el procedimiento a seguir para la implementación del PGA:

1. Preparar las soluciones madre de macro y micronutrientes acorde con las concentraciones y dosis establecidas. Mantener refrigerado.
2. Determinar la concentración de DQO en la solución de acetato de sodio a emplear (sustrato 1500 mg.L⁻¹).
3. Verificar operación y equipos del sistema SBR.
4. Tomar la muestra de lodo y ejecutar el procedimiento de adaptación. Realizar microscopía y determinar los sólidos y DQO (de la fase líquida posterior a la centrifugación), se recomienda al menos tres mediciones: inicial, intermedio y a las 24 horas.
5. Inocular el reactor con el volumen necesario y garantizar la relación F/M establecida.
Nota: es importante mencionar que se debe tomar como volumen de inoculación la totalidad del volumen útil del reactor y adicionar 50mL para realizar una prueba de sólidos con su respectiva réplica en el primer ciclo del reactor.
6. Realizar seguimiento de la DQO (afluente, efluente y licor mixto), pH y OD cada cambio y evolución de la biomasa en el reactor.
Nota: la toma de muestras se debe realizar durante la fase de aireación, debido a que se mantiene la mezcla completa en el interior del reactor.
7. Durante la operación del reactor realizar la disminución progresiva del tiempo de sedimentación. Como recomendación se indica: ocho días con 15 minutos, un día con cinco minutos y dos días con dos minutos; sin embargo, en función de la capacidad de sedimentación y las características de los agregados en la biomasa, pueden ser modificados acorde a cada caso particular.
8. Operar el reactor por aproximadamente 11 días o menos si se ha observado una agregación del lodo favorable.
9. Al finalizar la operación, vaciar el contenido completo del reactor en un recipiente, agitar suavemente y tomar muestra para el ensayo de IVL, velocidad de sedimentación y morfología.
10. Registrar, procesar y analizar la información generada por la fotografía digital, así como las magnitudes y parámetros de estructura física y espacio-geométrica de las agregaciones celulares. A fin de disminuir el margen de error, se recomienda emplear la misma cámara fotográfica durante todos los registros, bajo las mismas características de fotografía e imagen.

Seguimiento de la biomasa

Se llevaron a cabo tres tipos de seguimiento que permitieron examinar el desarrollo de la granulación y la capacidad del tratamiento: 1) características fisicoquímicas del afluente y efluente, mediante los análisis de pH, oxígeno disuelto en el reactor, temperatura y DQO; 2) características de sedimentabilidad del lodo, evaluadas con el índice volumétrico del lodo (IVL) y la velocidad de sedimentación, y 3) morfología del lodo, analizadas con redondez, circularidad y diámetro equivalente. Los análisis se efectúan bajo las metodologías descritas en la Tabla 3-5.

Tabla 3-5 Metodologías implementadas en el protocolo de PGA

Variables de control y medición	Análisis	Metodología
Control	pH	Standard Methods (APHA, 2012)
	Temperatura	
	Oxígeno Disuelto	
Sustrato	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Standard Methods (APHA, 2012)
Lodo	Sólidos suspendidos totales	Standard Methods (APHA, 2012)
	Sólidos suspendidos volátiles	
Sedimentación	Índice volumétrico de lodos (IVL ₅ e IVL ₃₀)	Song et al. (2010) y Su & Yu (2005)
	Velocidad de sedimentación	
Morfología	Diámetro equivalente	Beun et al. (1999)
	Circularidad y redondez	

Nota: Grisales et al. (2022).

Características fisicoquímicas

Para determinar las características fisicoquímicas del afluente y efluente se siguió la metodología propuesta en el Standard Methods (APHA, 2012) propuestos en la Tabla 3-5.

Características de sedimentabilidad

Las características de sedimentación atribuidas a los gránulos aerobios (Liu et al., 2008, Khan et al., 2013, Zhang et al., 2016, Nanchaiah & Kumar, 2017) fueron medidas mediante la prueba de IVL, tanto para el lodo inóculo como para la biomasa obtenida al finalizar el ensayo PGA, sus resultados se contrastaron con la escala de IVL de Grady et al. (1999), consignada en la Tabla 3-6.

Tabla 3-6 Relaciones entre el IVL y las características de compactación y sedimentación

Rango de IVL (mL.g ⁻¹)	Características de compactación y sedimentación
<80	Excelente
80-150	Moderado
>150	Pobre

Nota: Grisales et al. (2022).

Para la medición de la velocidad de sedimentación, fueron empleados los gránulos aerobios que presentaron las características más similares a partículas esféricas. Se tomó como base la metodología usada por Su & Yu (2005) y Song et al. (2010).

1. Emplear los gránulos aerobios que presenten características esféricas
2. Llenar con agua de grifo hasta el aforo una probeta de un litro.
3. Colocar suavemente sobre la superficie del agua los gránulos seleccionados previamente
4. Dejar sedimentar hasta el fondo.
5. Registrar el tiempo con cronometro desde el inicio hasta el final del recorrido.

Ecuación 3-1

$$V_s = \frac{L}{t}$$

Donde,

V_s = Velocidad de sedimentación de un gránulo (m.s^{-1})

L = Distancia recorrida por el gránulo (m)

t = Tiempo que tarda el gránulo en completar el recorrido hasta el fondo (s)

Se considera un resultado positivo cuando la velocidad de sedimentación es mayor o igual a 10 m.s^{-1} (van Loosdrecht et al., 2016, Bassin et al., 2012, Nancharaiah & Kumar, 2017).

Morfología del lodo

La morfología del lodo se realizó mediante observación microscópica aplicando la siguiente metodología:

1. Durante la fase de aireación, extraer una muestra de 50mL de la base del reactor.
2. Realizar registro fotográfico de la muestra en el microscopio equipado con una cámara de Neubauer. Las fotografías deben ser tomadas con el mismo acercamiento y dispositivo (ver Fotografía 3-1).

Fotografía 3-1 Microscopio y cámara Neubauer

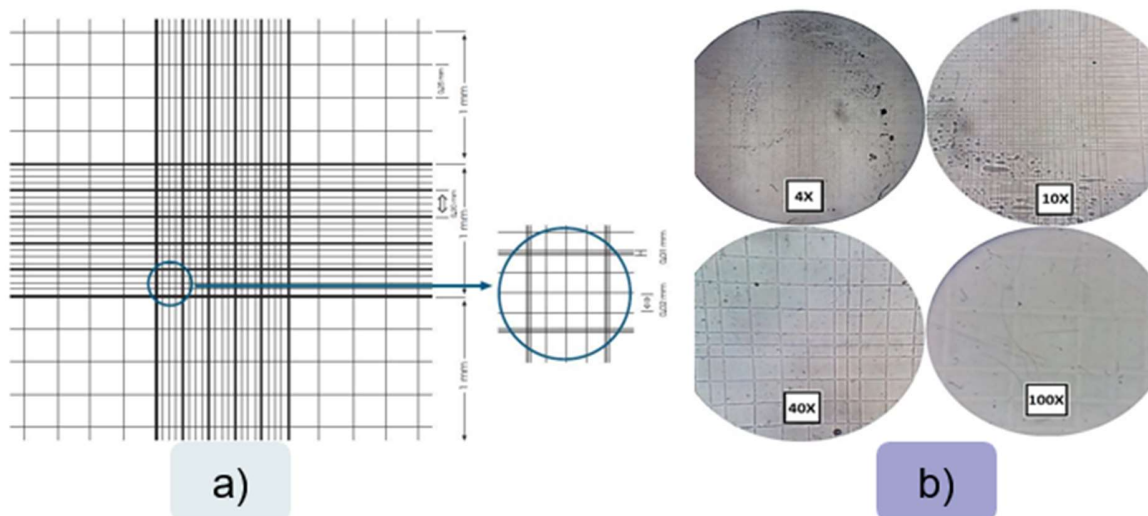


Nota: (a) Microscopio y (b) Cámara Neubauer

Fuente: Grisales et al. (2022).

3. Procesar el registro fotográfico en software de diseño gráfico. Usar como plano de contraste una imagen capturada de la cámara de Neubauer, la cual funciona como patrón de medición sobre las fotografías a diferentes objetivos, 4X, 10X, 40X y 100X (ver Fotografía 3-2).

Fotografía 3-2 Microscopio y cámara Neubauer



Nota: (a) Cuadrícula Cámara Neubauer y (b) Objetivos de la cámara de Neubauer

Fuente: Adaptado de Grisales et al. (2022).

Cálculos morfológicos

Luego de realizar las mediciones fotográficas, se continuó con el procesamiento de los datos de la siguiente manera:

Diámetro equivalente: Corresponde al valor de diámetro equivalente (Deq) que ocuparía la agregación celular al ser proyectada en un plano (<https://www.criba.edu.ar/Cinetica/Solidos/Capitulo2.Pdf>, n.d.).

Ecuación 3-2

$$Deq = 2 \times \sqrt{\frac{\text{Área}}{\pi}}$$

Donde;

Deq = Diámetro equivalente de la proyección bidimensional (μm)

Área = Extensión de la superficie de la agregación, obtenida mediante el software de diseño gráfico (μm^2).

Como indicador favorable se considera gránulos aerobios a diámetros equivalentes superior a 0.20mm, tomando como referencia lo reportado por Rejane et al. (2018), Nancharaiah & Kumar (2017) y van Loosdrecht et al. (2016).

Circularidad: Hace referencia al grado de regularidad geométrica de la superficie de la partícula en un plano bidimensional (<https://www.criba.edu.ar/Cinetica/Solidos/Capitulo2.Pdf>, n.d.)

Ecuación 3-3

$$\text{Circularidad} = \frac{4 \times \pi \times A}{(L_o)^2}$$

$$\text{Circularidad} = 1 \rightarrow \text{Círculo}; \text{Circularidad} = 0 \rightarrow \text{Línea}$$

Donde;

A = Superficie de proyección de la partícula sobre un plano (μm^2)

L_o = Perímetro del agregado o equivalente a la Longitud del borde de la partícula (μm)

Redondez: Grado de circularidad establecido por las medidas máximas y mínimas desde el centro de la partícula (<https://www.criba.edu.ar/Cinetica/Solidos/Capitulo2.Pdf>, n.d.)

Ecuación 3-4

$$R_o = \frac{r_{min}}{r_{max}}$$

$$R_o = 1 \rightarrow \text{Círculo}; R_o = 0 \rightarrow \text{Línea}$$

Donde,

R_o = Redondez de la partícula (adim)

r_{min} = Radio mínimo medido de la partícula (μm)

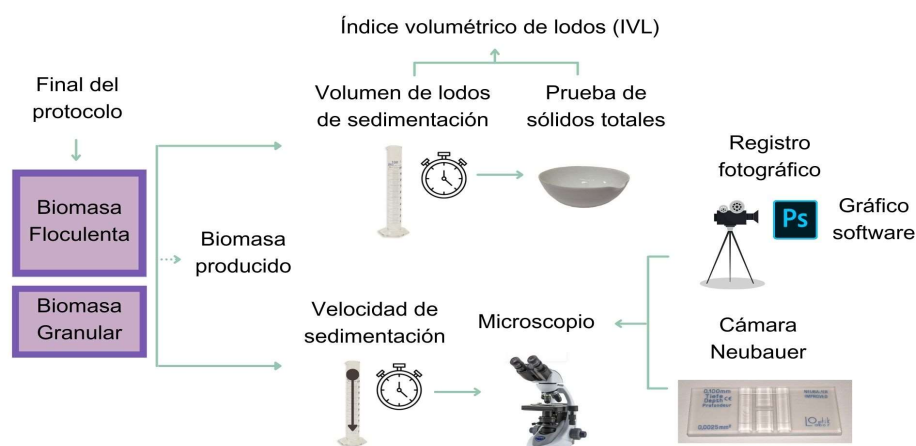
r_{max} = Radio máximo medido de la partícula (μm)

En las metodologías de distintos autores, el criterio de aceptación para formaciones granulares en los parámetros de circularidad y redondez está catalogado en 0.70 (Gao et al., 2011; Li et al., 2009; Perez et al., 2006; Jarvis et al., 2005; Su & Yu, 2005; Beun et al., 1999). Los parámetros de redondez y circularidad permiten caracterizar el grado de madurez y desarrollo de las agregaciones celulares, tanto en flocs como en gránulos aerobios.

3.2.3 Determinación del potencial de granulación

La aplicación del PGA se validó con un lodo proveniente del sistema de lodos activados de la PTAR doméstica del Caney de la ciudad de Santiago de Cali. El lodo se encontró a temperatura ambiente entre 20 y 25 °C y presentó características floculentas con nula presencia de agregaciones. En la Figura 3-4 se muestra el esquema seguido para la determinación.

Figura 3-4 Esquema de la determinación del PGA



Nota: Grisales et al. (2022).

Características fisicoquímicas

En el transcurso de la aplicación del protocolo, el pH del medio se mantuvo en el rango establecido (6.5 a 8.5). El comportamiento del oxígeno disuelto presentó variaciones y tuvo mínimos de hasta 0.2 mg.L⁻¹ sin afectación en el desarrollo de la biomasa.

A pesar de que los valores obtenidos de COV fueron inferiores a los establecidos inicialmente en el protocolo, la respuesta de la biomasa fue óptima. En la Tabla 3-7 se establecen los valores encontrados.

Tabla 3-7 Características fisicoquímicas – Ensayo PGA

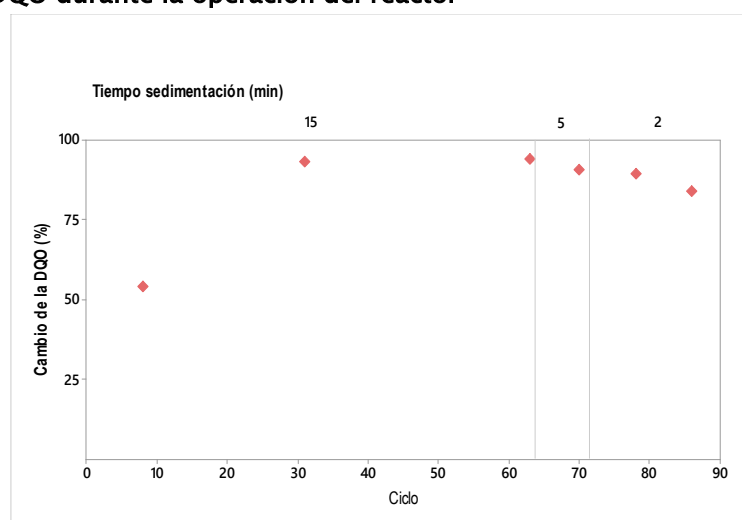
Variable	Unidad	Valor
pH	-	7.34 a 7.99
Temperatura	C	24.8±0.21
OD	mg.L ⁻¹	2 ± 2.52
COV	kg (m ³ .d) ⁻¹	5.4 ± 0.19

Nota: Grisales et al. (2022).

La DQO presentó un comportamiento estable de remoción al conseguir valores superiores del 85% en tan solo 25 ciclos de operación. No obstante, aunque se pudo evidenciar buenas remociones de la materia orgánica a partir del ciclo 30 al 90, se observó que la capacidad del sistema es dependiente de la cantidad de biomasa presente en el reactor, puesto que al inducir el proceso de selección de la biomasa con la disminución de los TS se provocó inestabilidad en los porcentajes de remoción en el reactor, con mayor tendencia a la disminución por debajo de los 2 min de TS.

la disminución del tiempo de sedimentación influyó en la biodegradación de la materia orgánica como se observa en la Figura 3-5.

Figura 3-5 de la DQO durante la operación del reactor



Nota: Grisales et al. (2022).

Características de sedimentación

Se implementó para la caracterización de la biomasa final los índices de IVL_5 , IVL_{30} y velocidad de sedimentación con resultados 13.89 mL.g^{-1} y 13.33 mL.g^{-1} respectivamente, lo cual indicó una mejora en la sedimentabilidad del inóculo inicial ($IVL_{30} 155.6 \text{ mL.g}^{-1}$) después de la aplicación del protocolo PGA. Previos estudios han reportado cambios similares de biomasa floculenta a granular con óptima sedimentabilidad 208 a 40 mL.g^{-1} (Liu et al., 2003); 152 a 62 mL.g^{-1} (Bao et al., 2009); 240 a 60 mL.g^{-1} (Akker et al., 2015).

Un valor de 0.96 en la relación IVL_{30}/IVL_5 indicó asimismo la evolución o transformación a biomasa granular citando los valores de 1 o cercanos de Erşan & Erguder (2014).

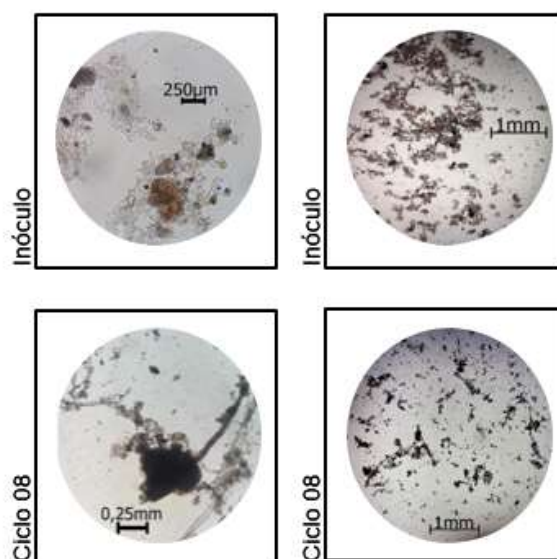
La velocidad de sedimentación fue de 25.8 m.h^{-1} . De acuerdo con Liu et al. (2005) para ocasionar una buena granulación aerobia, la velocidad de sedimentación no debe ser inferior a los 8 m.h^{-1} . Algunos estudios, han desarrollado granulación aerobia exitosa con velocidades de sedimentación entre 10 m.h^{-1} y 15 m.h^{-1} (Beun et al., 2002, Othman et al., 2013).

Características morfológicas

El cambio morfológico de los flocs a agregados fue visible durante el transcurso del protocolo. El proceso evolutivo observado, fue similar al mencionado por Hailei et al. (2006a): i) fragmentación de los agregados celulares, ii) colisión, iii) unión, iv) pulimiento, v) compactación y vi) maduración del gránulo aerobio.

El lodo inóculo estuvo conformado en su mayor parte por flocs de tamaños entre 100 y 150 μm aproximadamente, estos tamaños se encuentran dentro del rango de valores reportados para inóculos similares por Kuśnierz (2018), Zhang et al. (1997) y Andreadakis (1993), lo cual tipifica el lodo de inóculo como estandar para lodos activos. Luego de ocho ciclos, los flocs disminuyeron su tamaño predominante a valores con mediana de 60 μm , esto asociado a la fuerza cortante generada por la aireación y que tiene un impacto importante sobre las estructuras débiles que conforman a los flocs (ver Figura 3-6) (Tay et al., 2001, Liu & Tay, 2002, Pishgar et al., 2018).

Figura 3-6 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (inóculo– ciclo 08)



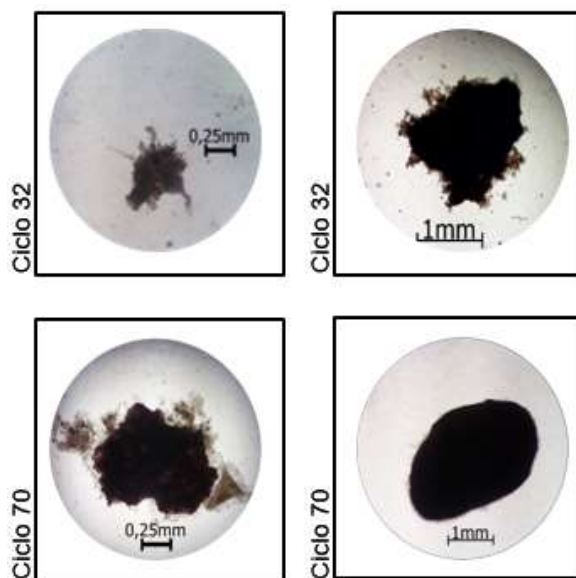
Nota: Grisales et al. (2022).

En el ciclo 32 los diámetros equivalentes de los flocs fueron muy similares a los del ciclo ocho (mediana 50.4 μm). Se identificaron dos tipos de conformaciones predominantes en el lodo de inóculo; flocs y agregaciones granulares (ver Figura 3-7). Las estructuras filamentosas actuaron como un esqueleto inicial para la adherencia y concentración de las células configurando una esfera densa rodeada por un biofilm; de acuerdo con esto se podría indicar que esta esfera corresponde a un intermedio entre los flocs mencionados previamente y el gránulo aerobio, un comportamiento semejante a lo citado en la literatura (Beun et al., 1999, Ivanov, 2006, Li et al., 2007, López-Palau et al., 2009, Zhang et al., 2011).

Como producto de los cambios ocasionados en el TS de 15 a 5 min, en el ciclo 70 se presentó un aumento significativo en el diámetro equivalente (mediana 1363 μm) correspondiente a la conformación de agregados con mayor peso y definición. Los gránulos encontrados presentaron diferentes coloraciones, siendo los más densos oscuros o cafés y los floculentos claros o blanquecinos (ver Figura 3-7). Este tipo

de morfologías se asemejan en forma y/o color con las obtenidas por diferentes investigaciones (Tay et al., 2001, Chen et al., 2007, Liu & Tay, 2002, Devlin et al., 2017).

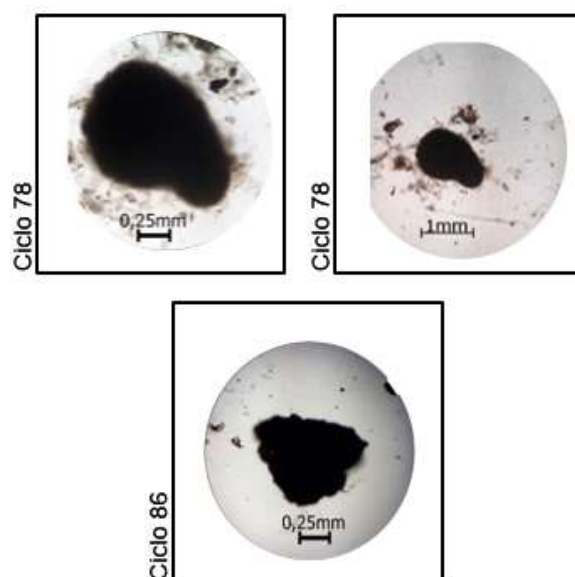
Figura 3-7 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (Ciclo 32- ciclo 70)



Nota: Grisales et al. (2022).

Para los ciclos 78 y 86 se evidenció sedimentación en la columna a pesar de la aireación suministrada, esto como resultado de la presencia de mayores pesos y tamaños en el lodo evaluado. Se destaca geometrías esféricas y tamaños de hasta 3mm (ver Figura 3-8). Por otro lado, se identificaron gránulos en formación, los cuales podrían definirse como aglomerados intermedios, su geometría es indefinida y en la superficie proliferan microorganismos filamentosos. La proliferación de esta clase de microorganismos es un efecto secundario de la reducción de la fuerza de corte, las agregaciones se tornan esponjosas, como es reportado en la literatura (Tay et al., 2001, Liu & Tay, 2002, Chen et al., 2007, Devlin et al., 2017).

Figura 3–8 Desarrollo de los agregados durante la experimentación (ciclo 79– ciclo 86).

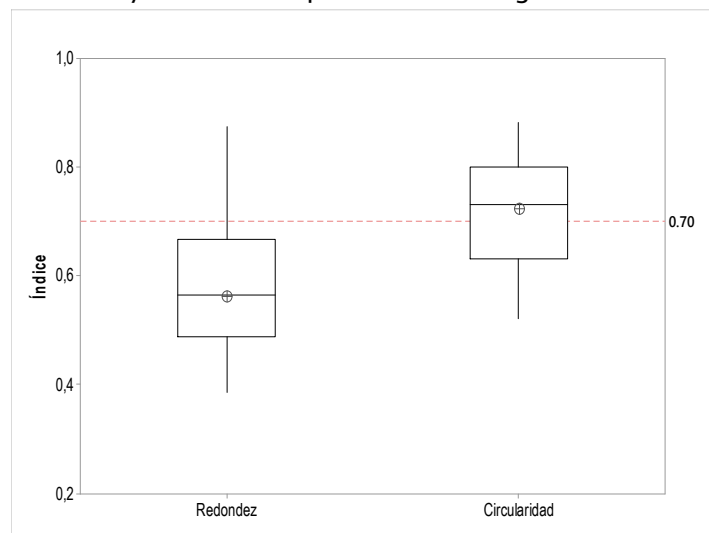


Nota: Grisales et al. (2022).

Resultados PGA–Lodo Activo

Los gránulos formados presentaron características de circularidad en su mayoría óptimas (0.63 a 0.79) con tendencia a la forma circular, no obstante, el parámetro de redondez se encontró por debajo de lo establecido en el protocolo (0.48 a 0.67). Esto último se atribuyó como resultado a la acumulación de los gránulos en el fondo del reactor y la baja fuerza del burbujeo de la aireación. Pero aunque no presentaron características ideales, los valores encontrados de redondez y circularidad fueron similares a los reportes de distintos autores: 0.64 a 0.67 y 0.64 a 0.66 respectivamente (Liu et al., 2003); 0.61 ± 0.17 y 0.64 ± 0.20 (Li et al., 2007); y 0.6 a 0.7 para las dos características (de Kreuk y van Loosdrecht, 2004).

En lo que respecta al diámetro equivalente, mediante la prueba de Kormogorov-Smirnov, se determinó que el conjunto de diámetros equivalentes de los agregados granulares no presentó una distribución normal, por lo cual, se utilizó una prueba no paramétrica de Wilcoxon adaptada a las características del conjunto de datos (Haber & Runyon, 1973, Corzo, 2005). Esta mostró que para la media de las formaciones granulares obtenidas al final del ensayo PGA, el diámetro equivalente estuvo por encima de 0.2mm. La información con mayor grado de descripción sobre el seguimiento y los resultados encontrados se pueden consultar en el trabajo investigativo realizado por Villarraga (2019).

Figura 3–9 Gráfico redondez y circularidad para la biomasa granular

Nota: Grisales et al. (2022).

3.3 Conclusiones

La configuración de parámetros y los rangos o valores escogidos, así como, las características de operación del protocolo para el ensayo PGA funcionaron integralmente, estimulando procesos agregativos entre células y el posterior desarrollo de gránulos aerobios maduros.

Las características de sedimentabilidad y tamaño de los agregados granulares obtenidos al final del ensayo PGA fueron semejantes con aquellos reportados en la literatura.

Con base en los resultados de las propiedades de las agregaciones granulares obtenidas al final del ensayo PGA, se atribuye al lodo inóculo la posibilidad de transformarse en gránulos aerobios.

Se destaca la capacidad de acelerar el proceso de granulación, mediante la aplicación del ensayo PGA, alcanzando resultados visibles en un corto periodo (mayor a 7 días) y con menores recursos e insumos.

El protocolo PGA representa una herramienta para estimular y evaluar la conformación de agregados en la biomasa. Su configuración es adaptable a diferentes parámetros y su metodología aplicable a cualquier escala y ámbito investigativo o de campo.

Referencias Bibliográficas

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge. OCTOBER 2001*. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor.

- Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). *Comamonas testosteroni* colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular

- sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdaz, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>

- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodríguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.

- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekkamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiiah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.

- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecursos Tecnología*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in biofloculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by*

natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor.

- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>

- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. *102*, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, *46*(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, *108*(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. *II*, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, *317*(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, *47*(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, *182*, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Shi, Y. F., Wang, J., Bai, J., Zhou, X. Y., Jiang, G. S., Li, C. Y., & Liu, F. B. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, *169*, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, *60*(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martínez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, *104*, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, *8*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. S., Zhang, Y. J., Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, *95*(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, *33*(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, N. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohrman, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, *6*(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, *89*, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, *45*(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, *31*(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháľt, P., Czakó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge

- development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nancharaiyah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals*. Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>

- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelpr ocesodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187.

- <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827.

- <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous-flow aerobic granulation in plug-flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Wat. Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., Eugenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145.

- <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Villarraga, M. (2019). FORMULACIÓN DE UN PROTOCOLO PARA EVALUAR EL POTENCIAL DE GRANULACIÓN (PGA) DE UN INÓCULO AEROBIO. Universidad del Valle.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater.”*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., Ni, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzymitec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes. 2 Oxford University Press Inc.*
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156.

- <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.
- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.biortec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater: Is it really better than that of activated sludge? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>

-
- Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(97\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(97)00214-0)

Capítulo 4. Unidad experimental

4.1 Introducción

Como se ha mencionado en los demás capítulos, la aplicación de la tecnología de lodo granular en el tratamiento aerobio de agua residual sería importante; sin embargo, aún se desconocen condiciones y mecanismos para promover el crecimiento de bacterias aerobias en forma de gránulos. Si bien existen varios parámetros que influyen en el proceso de la granulación, son los factores asociados con la presión de selección de las partículas de lodo los que contribuyen en el mecanismo de formación de los gránulos (Liu et al., 2005).

Kent et al. (2018) y Samaei et al. (2023) definen la presión de selección como el estrés que produce cambios en el comportamiento de la población microbiana y que está relacionada con la selección de gránulos dentro del reactor. Al tener en cuenta esta definición con las investigaciones disponibles, la configuración del reactor, el ciclo de operación, el tiempo de sedimentación, la relación de intercambio volumétrico (Liu Y et al., 2005, Wang et al., 2006, Hailei et al., 2006, Gao et al., 2011, Othman et al., 2013) las que constituyen las mayores presiones de selección en la granulación aerobia, y sin su control adecuado, no se produciría (Liu Y et al., 2005).

La configuración del reactor tiene un impacto sobre el patrón de comportamiento del flujo líquido y a su vez, en los agregados microbianos del reactor (Beun et al., 1999, Liu Y y Tay, 2002.). De ese modo, el reactor de flujo ascendente de tipo columna y el reactor de mezcla completa (RMC) presentan comportamientos hidrodinámicos muy diferentes en términos de interacción entre el flujo y los agregados microbianos (Liu Y y Tay, 2004). En el caso de los reactores de columna, el flujo de aire o de líquido crea un flujo circular relativamente homogéneo localizado a lo largo del eje del reactor que expone a los agregados microbianos a un constante desgaste hidráulico (Liu Y y Tay, 2004); mientras que, en el RMC, los agregados microbianos se mueven estocásticamente en el flujo disperso, sujetos a variaciones de fuerza cortante, hidrodinámica localizada, trayectorias de flujo ascendente y colisiones aleatorias, lo que conduce a flocs con formas y tamaños irregulares en lugar de gránulos regulares (Liu Y y Tay, 2002). Así que, el modo de flujo es determinante para la formación, estabilidad y aplicabilidad del lodo granular aerobio (LGA) (Kent et al., 2018b).

Es por esto, que la mayoría de los estudios y aplicaciones del LGA han sido reportados y logrados en el reactor discontinuo secuencial (SBR) de columna debido a sus excepcionales capacidades de separación de lodos, su alta presión de selección hidráulica y sus condiciones alternas de alimentación/inanición (Liu, et al., 2005, Lochmatter et al., 2013, Othman et al., 2013, Rosman et al., 2014, Dahalan et al., 2015^a, Wan et al., 2015, Qiu et al., 2022.) .En contraste, la mayoría de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) existentes funcionan en modo de flujo continuo (Sun et al., 2019, Zhang et al., 2020, An et al., 2021, Li et al., 2022, Qiu et al., 2022); por lo que, la aplicación del LGA de flujo continuo (LGAC) sería conveniente en la modernización de las PTAR al requerir de menor inversión y tratar mayores volúmenes de agua residual (Samaei et al., 2023). No obstante, al estar en sus inicios, LGAC sigue enfrentando varios problemas relacionados con la escasa estabilidad en periodos prolongados, la falta de estrategias efectivas de granulación y diversas configuraciones de reactores (Hou et al., 2016; D. Xu et al., 2022) ya que es difícil lograr en reactores de flujo continuo una presión de selección que sea eficiente ante la perturbación hidráulica que se desarrolla en este modo de operación (Yan, 2021), y, aunque durante mucho tiempo el objetivo de los investigadores ha sido cambiar de SBR a reactores de flujo continuo (RFC), hoy en día el

mecanismo de granulación aerobia no está claro y sigue en ausencia de una guía teórica aplicable al prototipo del reactor (Samaei et al., 2023).

De otro lado, los estudios de lodo granular en SBR de columna han obtenido algunos avances sobre los factores que influyen en la formación y el mecanismo de granulación. La operación cíclica basada en llenado y extracción del fluido, proporciona una continua presión de selección en las partículas de lodo que evita la acumulación de organismos filamentosos. Así mismo, determinar un tiempo del ciclo del SBR se ha reportado como un factor estratégico para la oxidación del sustrato, de influencia en el crecimiento y la acumulación de la biomasa en el sistema (Liu Y et al., 2005). Adicionalmente, aspectos usados en la configuración del reactor en columna como la inyección del flujo de aire y de líquido, o la alta relación altura diámetro (A/D) han demostrado ser beneficiosos en la obtención de LGA, puesto que expone a los agregados microbianos a un constante desgaste hidráulico que los conlleva a formar gránulos regulares en menores tiempos de arranque (Liu & Tay, 2004^a, Awang & Shaaban, 2016a).

No obstante, se ha promovido hasta cierto punto el desarrollo de la tecnología LGA de flujo continuo, los pequeños volúmenes efectivos de los reactores, la inestabilidad en la operación y las múltiples configuraciones, han dificultado su replicación y el progreso de investigaciones. Adicionalmente, como se ha concluido en diversos estudios, para obtener gránulos aerobios deben cumplirse un número de condiciones, ya que la GA es un proceso gradual a partir del cultivo del inóculo hasta la conformación del agregado compacto y la maduración del lodo granular (Tay et al., 2001).

Por lo expuesto anteriormente, al tener esta investigación como objetivo la evaluación de inóculos, sustratos y comunidades microbiológicas, diferentes al modo de operación, se estableció para todas las fases como principio de unidad experimental, reactores en columna a escala laboratorio que funcionaron en modo discontinuo secuencial (SBR). Esto al ofrecer la adecuada presión de selección que requiere el cultivo microbiano en la formación de gránulos aerobios, gracias a su característica de trabajo en modo cíclico. De ahí, que la gran mayoría de las investigaciones realizadas hasta el momento, hayan sido ejecutadas con este tipo de operación. Se puede decir que, para encontrar el camino de la tecnología de LGAC, aún se necesita de mayores revisiones críticas que identifiquen esas lagunas de conocimiento y los futuros enfoques de investigación.

4.2 Revisión de literatura

4.2.1 Configuración de los reactores

En la década de 1990, las investigaciones acerca de la estructura y formación de biopelículas, así como, del papel que desempeñan los polímeros de almacenamiento, conllevó a la idea de cultivar gránulos aerobios sin ningún material de soporte y con sustratos fácilmente biodegradables en reactores discontinuos secuenciales (Sequencing Batch Reactor SBR) (de Kreuk et al., 2007). Esto dio como resultado la primera patente concedida a Heijnen y van Loosdrecht (1998) por establecer en un reactor el método de crecimiento de microorganismos en forma de gránulo.

Desde entonces, la investigación en LGA ha aumentado gradualmente y ha logrado resultados notables. La tecnología de LGA se ha utilizado ampliamente para tratar agua residual refractaria o nocivas para la salud humana, con altas cargas de N y P, metales pesados y tóxicos (Zhang y Tay, 2016, Sarma et al., 2017b, Nancharaiah & Kiran Kumar Reddy, 2018).

4.2.2 Reactor de flujo continuo

El reactor de flujo continuo ha sido ampliamente utilizado en la ingeniería y preferido en la operación a gran escala por presentar ventajas de flexibilidad, facilidad de manejo, bajos costos de instalación, implementación, operación y mantenimiento, entre otros (Tay et al., 2012, Long et al., 2015). Sin embargo, la baja fuerza cortante hidráulica y la no selectiva descarga de lodos del reactor dificultan la formación del lodo granular aerobio, al facilitar la acumulación de filamentos (Liu Y y Liu, 2006).

En LGAC, la presión de selección es la fuerza clave para lograr la granulación (Samaei et al., 2023), varios estudios han empleado estrategias innovadoras de granulación para mantener las partículas grandes o de sedimentación rápida en el reactor de LGAC como, procesos de alimentación intermitente, modo de flujo continuo inverso, presión de selección basada en el tamaño de las partículas, producción excesiva de EPS y reactores de flujo pistón (Liu et al., 2014, Li et al., 2015, , Poot et al., 2016, Reino et al., 2016, Sun et al., 2019, Qi et al., 2020, An et al., 2021).

En comparación con los SBR, los reactores LGAC generalmente provocan un crecimiento excesivo de bacterias filamentosas, ya que es difícil lograr una presión de selección que sea eficiente ante la perturbación hidráulica desarrollada en este modo de operación (Liu & Liu, 2006, Yan, 2021, Xu et al., 2022). Otro de los obstáculos encontrados en reactores LGAC es controlar la separación de lodos, lo que plantea graves amenazas para la estabilidad del LGA e inhibe extremadamente su desarrollo en el flujo continuo (Xu et al., 2022).

Así las cosas, durante algún tiempo el objetivo de los investigadores ha sido cambiar de SBR a RFC, ya que generalmente las PTAR adoptan procesos de flujo continuo, lo que ha conllevado a que, la mayoría de los estudios tiendan a explorar parámetros operacionales enfocados en la estabilidad del LGA en un ambiente de flujo continuo; sin embargo, la falta de claridad en el mecanismo de granulación aerobia, ha propiciado reactores con configuraciones muy diferentes entre sí con aplicabilidad limitada por tener estructuras complejas y dificultades en el ajuste de la velocidad de sedimentación (Morales et al., 2012, Liu et al., 2012, Jemaat et al., 2013, Jemaat et al., 2014; Yang et al., 2014, Long et al., 2015). Por ejemplo, en algunos casos se ha informado la rotura de gránulos en la recirculación (Samaei et al., 2023) o aunque sean cultivados bajo diferentes condiciones operacionales y de cargas orgánica, han perdido su estabilidad con largos periodos de operación como lo mencionan Juang et al.(2010), en donde se cultivaron gránulos aerobios en un reactor de flujo continuo con altas concentraciones de sales de fosfato y bacterias desnitrificantes para ocasionar la biomineralización y precipitación de los metales (calcio y hierro). Aunque el resultado indicó que los gránulos se mantuvieron estructuralmente estables y con una satisfactoria tasa de degradación orgánica, estos solo perduraron hasta el día 216 de operación (Diámetro =1.90 mm).

Es de señalar, que aunque los reactores de flujo continuo son preferidos en la operación a gran escala en comparación con los SBR, debido a su menor costo de instalación, su fácil operación, mantenimiento y control en las plantas de tratamiento (Tay et al., 2012), más estudios sobre el desarrollo de la granulación aerobia en sistemas de cultivo continuo son necesarios, ya que existe una limitada investigación sobre los sistemas de lodos granulares aerobios a escala piloto y real (Oh, 2003).

4.2.3 Reactor discontinuo secuencial (SBR)

La granulación aerobia ha sido comúnmente reportada en el reactor discontinuo secuencial (SBR) (Liu, et al., 2005; Lochmatter et al., 2013; Othman et al., 2013a; Rosman et al., 2014a; Dahalan et al., 2015; Wan et al., 2015). El sistema SBR es un diseño modificado del proceso convencional de lodos activados que se ha usado comúnmente para el tratamiento de agua residual industrial y municipal (Oh, 2003). Su proceso es basado en el llenado y extracción del fluido con una mezcla completa durante la etapa de reacción (Liu et al., 2005).

La característica exclusiva de un SBR comparado con el continuo, es su capacidad de operación cíclica. Un ciclo comprende llenado, aireación, sedimentación y descarga de lodo; más los pasos secuenciales de aireación y clarificación que ocurren en el mismo tanque (Liu Y y Tay, 2005).

Se ha demostrado que los gránulos aerobios se forman a través de la auto-inmovilización de bacterias, cuando se proporciona una presión de selección adecuada en el SBR (Linlin et al., 2005, Liu et al., 2005). Muchos factores influyen en las propiedades de los gránulos aerobios formados en SBR (Liu y Tay, 2004). Pero son los factores asociados con la presión de selección en las partículas de lodo los que contribuyen al mecanismo de formación de los gránulos. Hasta el momento, se han identificado tres presiones de selección: tiempo de sedimentación, relación de intercambio volumétrico y tiempo de descarga (Liu Yet al., 2005).

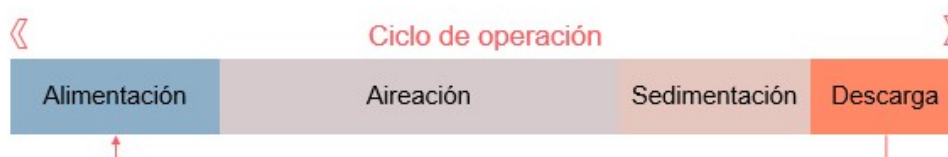
A pesar de que la mayor parte de la investigación sobre la granulación aerobia se ha llevado a cabo en SBR a escala de laboratorio, y que esta tecnología es solamente adecuada para el tratamiento de pequeños volúmenes de agua residual y presenta dificultades para trabajar en conjunto con otras unidades de flujo continuo (Long et al., 2015), la tecnología de granulación aerobia se dirige hacia el uso industrial, así que, el factor clave para el escalonamiento exitoso de los SBR es la identificación y el modelamiento de las presiones de selección que determinan la granulación aerobia (Liu Y et al., 2005).

Ciclos de operación

Como se ha mencionado anteriormente, muchos son los factores que afectan la formación de la granulación aerobia en un SBR. En comparación con el cultivo continuo microbiano, la principal característica de SBR es su funcionamiento cíclico.

En términos generales, los ciclos de operación se conforman por un periodo de alimentación seguido de uno de inanición y se realizan en un mismo tanque con mezcla completa. Cada ciclo contiene: alimentación, aireación, sedimentación y descarga (Liu Y, 2006). Estos pasos son secuenciales como se representa en la Figura 4-1.

Figura 4-1 Ciclo de operación de un SBR para granulación aerobia



Nota: Adaptado de Liu Y (2008).

El tiempo del ciclo del SBR representa la duración de la reacción de oxidación del sustrato y está interrelacionado con el tiempo de retención hidráulico. Si el tiempo del ciclo es extremadamente corto, el crecimiento microbiano puede verse afectado por un tiempo de reacción insuficiente para que los microorganismos degraden los sustratos. Como resultado, se genera una pérdida de lodo debido al lavado hidráulico del sistema que no se puede compensar con el crecimiento de bacterias. De otro lado, si el tiempo de ciclo es mayor al requerido para una reacción biológica, la hidrólisis de la biomasa eventualmente causaría un efecto negativo sobre la agregación microbiana (Liu Y y Tay, 2002, Pan et al., 2004, Yang et al., 2014). En este sentido, el tiempo de ciclo de SBR debe ser corto para suprimir la hidrólisis de la biomasa, pero lo suficientemente largo para el crecimiento y la acumulación de biomasa en el sistema (Liu et al., 2005)

Liu y Tay (2007) desarrollaron un estudio sobre la influencia del tiempo en el ciclo operacional. Ellos investigaron el comportamiento cinético que tienen los gránulos aerobios en tres reactores tipo SBR con ciclos de 1.50 (R1), 4 (R2) y 8h (R3) (1000 mg-DQO.L⁻¹). Después de que los tres reactores alcanzaron un estado estable, se encontró que los gránulos del R1 fueron los que obtuvieron el mayor diámetro, mientras que, los gránulos del R2 fueron los más compactos con una densidad de 74.60 g L⁻¹. De esta manera, el tiempo del ciclo representa la frecuencia de lavado de la biomasa mediante la extracción del efluente y está interrelacionado con el HRT; por lo que, un corto ciclo da como resultado un TRH corto, que proporciona una fuerte presión selectiva y, por lo tanto, una rápida granulación.

En la Tabla 4-1 se relacionan algunos de los ciclos que han sido usados en las investigaciones dirigidas a la formación de gránulos aerobios. Estos ciclos están conformados por las etapas de llenado, aireación, sedimentación y descarga de los reactores tipo SBR.

Tabla 4-1 Ciclos operacionales empleados en la granulación aerobia

Ciclo (min)	Número de ciclos	Llenado (min)	Aireación (min)	Sedimentación (min)	Descarga (min)	Referencia
180	2 por día	2	177	2	1	Beun et al., (1999)
180	2 por día	2	170	3	5	Beun et al., (2002)
360		3	330	10 y 5 (día 35)	17	Linlin et al., (2005)
90			65 -78			
120	2 por día	5	21 5-228	15 - 2	5	Liu & Tay. (2007)
480			455 - 468			
300			280	15		
300	2 por día	1	280	15 - 1	5	Gao et al., (2011)
465			445	15		
300			280	15		
180			150			
360	2 por día	5	330	15	5	Rosman et al., (2014b)
720			690			
180	1 por día	60	110	5	5	Halim et al., (2015)
			207			
240		3	217	20 - 2	10	Wan et al., (2015)
			222			

			225			
			120	15	5	
			120	2	5	
160		5	120	2	5	Liu et al., (2023)
			120	2	5	
			0	0	0	
			120	2	5	
240	6 por día	60	150	10 - 5	5	Nancharaiah & Sarvajith (2023)

Inanición

En un SBR, el período de aireación consta de dos fases: una fase de degradación en la que el sustrato es reducido al mínimo, seguida por una fase de inanición aerobia en la que el sustrato externo ya no se encuentra disponible (Liu Y et al., 2005). Estudios han reportado que la inanición aerobia selecciona los microorganismos con mayor secreción de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), lo que vuelve a las bacterias más hidrófobas y facilita su adhesión o su agregación (Bossier y Verstraete, 1996, Gao et al., 2011). Esta última observación ha sido basada en la alta hidrofobicidad y en la poca carga negativa encontrada sobre la superficie del lodo granular, comparada con la del lodo activado (Liu Y et al., 2007). Es decir, condiciones similares a la inanición pueden disminuir la carga negativa en la superficie celular y los grupos carboxilo ser desprotonados, lo que aumenta la adhesión y agregación microbiana, y hace de la inanición periódica una estrategia implementada para el inicio rápido del LGA. Sin embargo, autores como Li et al., (2022), mencionan que la alimentación puede mejorar la estabilidad de las capas microbiológicas al aumentar su densidad.

Cuando las bacterias son sometidas a un periodo de alimentación-inanición, la agregación microbiana puede funcionar como una efectiva estrategia de las células contra la inanición (Liu, 2005a). La anterior hipótesis, fue enfatizada por Tay *et al.* (2001), al indicar que la fase de inanición aerobia es cada vez más importante a medida que el sistema SBR funciona cíclicamente. Tal afirmación, fue apoyada en la observación de dos reactores SBR (R1 y R2), los cuales evidenciaron un decrecimiento significativo del tiempo de degradación en el transcurso de los ciclos de operación, al reducir en 3h de 1000 a 100mg DQO L⁻¹ en el día 8 y a 1h en el día 20 (R2 alimentado con acetato). Cambios similares se identificaron en la hidrofobicidad de la superficie celular de R2, debido a que el lodo inoculado aumentó del 39% al 73% su hidrofobicidad después de la formación de gránulos aerobios en la semana 3. Una tendencia semejante se observó en R1 alimentado con glucosa.

La inanición juega un papel en el proceso de agregación microbiana y conduce a gránulos más fuertes y más densos. Según Liu y Tay (2004) la inanición periódica en SBR es importante para la agregación microbiana, pero las contribuciones de otras condiciones de operación no deben ser descuidadas.

4.2.4 Parámetros de control

Relación altura diámetro (A/D)

Conforme a Liu Y et al. (2005) la configuración del reactor tiene un impacto sobre el comportamiento del flujo líquido y de los agregados microbianos. En una columna con alta relación A/D, el flujo de aire está sujeto a un patrón ascendente. El patrón de flujo ascendente crea un flujo de aire circular relativamente homogéneo y un vórtice en el líquido localizado a lo largo de la altura del reactor; por lo tanto, los agregados

microbianos están sometidos constantemente a un desgaste hidráulico circular que favorece la geometría y compactación del gránulo.

Según la investigación de Awang y Shaaban. (2016a), los gránulos aerobios formados en reactores con una alta relación A/D presentan un tiempo más corto en el arranque y son más activos que aquellos con baja relación. En contraste, cuando se presenta una tasa de carga orgánica variable y eventuales biomasa flotantes, los reactores con baja relación A/D ofrecen un mejor rendimiento en comparación con los reactores de alta relación. Al respecto, se indica que una alta relación A/D sumada a la eliminación del sedimentador externo originaría un reactor con menores requerimientos de área para operación y generación de lodos residuales (Beun et al., 2002).

Investigaciones recientes han mostrado que los gránulos aerobios podrían desarrollarse en SBR con diferentes relaciones A/D (Wan et al., 2015; Yin et al., 2019, Liu et al., 2023).

Tiempo de sedimentación (TS)

La sedimentación de la biomasa tiene lugar al final de cada ciclo, antes de que el efluente sea retirado. Los lodos que no son sedimentados dentro de este tiempo determinado son eliminados del reactor por medio de un puerto de descarga fijo (Liu Y et al., 2005). Básicamente, un tiempo corto genera una presión de selección dentro del reactor que controla la capacidad de sedimentación de la biomasa. Al reducir el tiempo de sedimentación, se selecciona preferentemente el crecimiento de bacterias con sedimentación rápida y se elimina por lavado, el lodo floculento con poca sedimentación (Oh, 2003), de esta manera se garantiza que el sustrato disponible sea para los flocs y gránulos grandes y compactos (Khan et al., 2013).

Resultados como los de Gao et al. (2011), indican que en un SBR se obtiene una rápida granulación cuando se usan tiempos cortos de sedimentación, puesto que los gránulos aerobios aparecieron sobre el día 11 al reducir gradualmente el tiempo de sedimentación de 15 min a 5 min. Estos gránulos presentaron mejores propiedades de sedimentación y degradación del sustrato, así como un mayor contenido de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y de proteína que los desarrollados bajo otras condiciones. De la misma manera, Qin et al. (2004) obtuvieron gránulos aerobios en reactores que fueron operados con tiempos de sedimentación inferiores a 15 min (Con tiempo de sedimentación de 5 min, 100 % de granulación) a diferencia de lo obtenido en un reactor de tiempo más largo de sedimentación (20 min) en donde solo aparecieron flocs.

La granulación aerobia en SBR podría fallar sin el control adecuado del tiempo de sedimentación o la relación de intercambio volumétrico durante la operación (Liu Y, 2005b). Por lo tanto, la elección de un tiempo de sedimentación óptimo es muy importante. Los gránulos con excelentes propiedades de sedimentación son esenciales para el buen funcionamiento de los sistemas biológicos que tratan agua residual (Oh, 2003), porque permiten tener un menor tiempo de detención en la operación del SBR; en consecuencia, un uso más eficaz del volumen del reactor (Beun et al., 2002a).

Conviene decir, que las investigaciones han empleado comúnmente tiempos de sedimentación menores a 20 min para mejorar la granulación aerobia (Tabla A 1). Por lo tanto, acortar el tiempo de sedimentación respalda una estrategia efectiva para superar la inestabilidad del LGA y condiciones de deficiencia de nutrientes en el sustrato (Yin et al., 2019).

Relación de intercambio volumétrico (RIV)

La relación de intercambio se define como el volumen de líquido retirado al final del tiempo de sedimentación, sobre el volumen total de trabajo del reactor (Khan et al., 2013). Para una columna SBR, la relación de intercambio es proporcional a la altura desde el puerto de descarga hasta la superficie del agua (Liu Y, 2005b). Los estudios disponibles hasta el momento, han indicado que, el tiempo de sedimentación y la relación de intercambio volumétrico constituyen las mayores presiones de selección en la granulación aerobia y sin el control adecuado de estas, la granulación no se produciría (Liu Y et al., 2005).

Wang et al. (2006) analizaron en cuatro reactores (R1 a R4) con las mismas condiciones operacionales, el efecto de diferentes relaciones de intercambio (20%, 40%, 60% y 80%) sobre la granulación aerobia con un tiempo de sedimentación de 5 min. Los resultados indicaron una alta correlación entre el tiempo de aparición de los gránulos aerobios y la relación de intercambio volumétrico, puesto que, a los dos días de operación gránulos aerobios aparecieron en R1 (80%). Del mismo modo, diámetros de 3.67, 2.21, 1.80 y 0.85mm se observaron en R1, R2, R3 y R4, presentando R1 los gránulos aerobios más grandes y esféricos con la relación de intercambio más alta.

La mayoría de estudios encontrados en la literatura han empleado una relación de intercambio volumétrico del 50% como se puede observar en la Tabla A 1.

Tiempo de retención hidráulico (TRH)

El TRH está fuertemente relacionado con la duración del ciclo del SBR, representa la frecuencia con que se retira cierto volumen de trabajo del reactor o "frecuencia de lavado" como es usualmente nombrado. Este, ejerce una profunda influencia sobre las condiciones hidráulicas y el tiempo de contacto entre los diferentes reactivos dentro del reactor (Rosman *et al.*, 2014).

El lavado de los flocs es una condición operacional esencial en la granulación aerobia, ya que estos pueden consumir fácilmente el sustrato y no permitirla. Un ciclo corto, estimula la actividad microbiana, la producción de polisacáridos celulares y mejora la hidrofobicidad celular. Por esta razón, tiempos cortos de sedimentación y de TRH se aplican para la selección de gránulos (Oh, 2003).

Diferentes estudios, por ejemplo, en el realizado por Cydzik-Kwiatkowska et al., (2014). Se encontró que la hidrofobicidad de las bacterias aumentó cuando el TRH cambió de 6 h a 8 h y disminuyó cuando se extendió por más de 12 h. Así mismo, Pan et al.(2004) cultivaron gránulos aerobios en cinco (5) reactores tipo SBR en columna con TRH de 1, 2, 6, 12 y 24 h. Como resultado, la fuerte presión de selección hidráulica en R1, operado a 1h, causó la pérdida de lodo en el reactor, dado que no pudo ser compensado por el crecimiento de la biomasa. A diferencia, R5 con el TRH más largo de 24h, representó la selección hidráulica más débil, puesto que fomentó el crecimiento de sólidos en suspensión hasta ser dominado por pequeños flocs. Finalmente, el rango más favorable se dio entre 2 y 12h, estos TRH mostraron gránulos aerobios estables y tamaños que variaron entre 3.5, 1.2, 1.1 y 0.7 mm para R2, R3 y R4 respectivamente.

De acuerdo con lo anterior, el TRH debe ser lo suficientemente corto para suprimir el crecimiento suspendido, pero lo suficientemente largo para el crecimiento y la acumulación de microorganismos (Liu y Tay, 2004). Sin embargo, este parámetro ha sido muy variable, ya que hasta el momento los estudios han reportado rangos entre 2 y 24 h, tal como se presenta en la Tabla A 1..

Fuerza de corte hidrodinámica

La aireación en el LGA se centró principalmente en dos aspectos: concentración de oxígeno disuelto (OD) y fuerza de corte. La fuerza de corte suele expresarse como la velocidad superficial del aire (cm.s^{-1}), depende de la aireación y del área transversal del reactor (Wan et al., 2022). En un SBR de columna de aire ascendente, la fuerza de corte hidrodinámica es principalmente creada por la velocidad del aire ascendente (Liu et al., 2005). Previa investigación han demostrado que una mayor fuerza de corte favorece la formación de gránulos aerobios compactos y densos, así como la producción de polisacáridos extracelulares (Tay et al., 2001b, Liu y Tay, 2002).

La formación de agregados es una de las estrategias de protección universal usada por los microorganismos, cuando sobre ellos actúan fuerzas (fuerza cortante, toxicidad o condiciones ambientales abruptas). Por lo tanto, cuanto mayor es la fuerza de corte, más rápido el microorganismo forma agregados que conducen a una rápida granulación (Liu Y y Tay, 2002).

Tay et al. (2001b) encontraron que los gránulos aerobios pueden formarse con valores de velocidad superficial de flujo ascendente de aire con valores por encima de 1.20 cm.s^{-1} en una columna tipo SBR. De la misma manera, Beun et al. (2002) y Zhu et al. (2015) investigaron que gránulos aerobios más regulares, esféricos y compactos pueden desarrollarse con una fuerza de corte hidrodinámica mayor a 2 cm.s^{-1} (diámetro de 3 mm) (ver Tabla A 1).

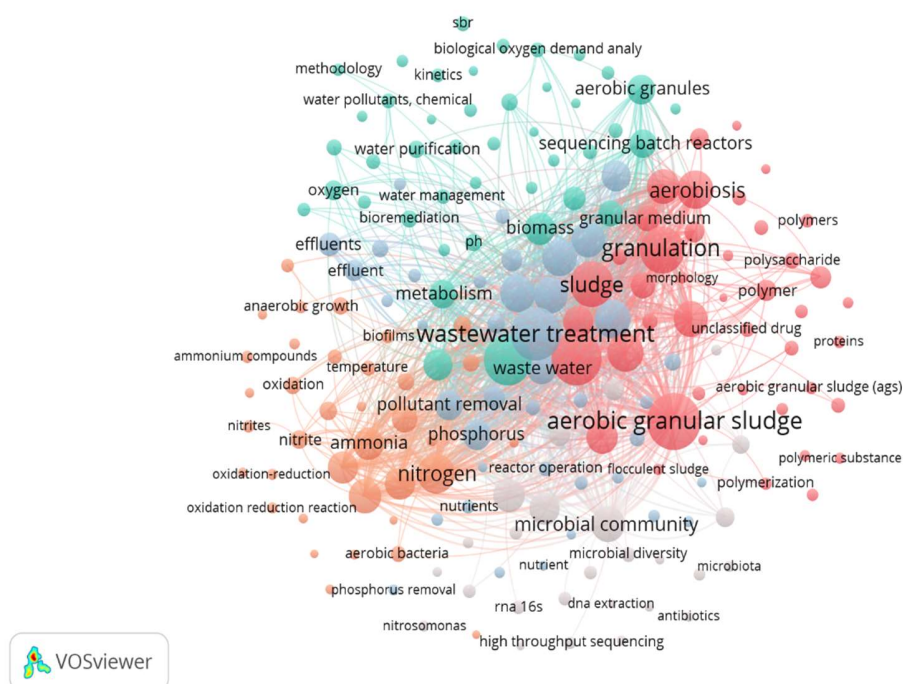
4.2.5 Consideraciones del capítulo

Se puede decir que los reactores de lodo granular han sido una de las tecnologías más deseables en los procesos de tratamiento biológico de agua residual, por tener la capacidad de mantener un elevado número de microorganismos dentro del reactor, esto porque los gránulos individuales son de gran tamaño y alta densidad. Por lo tanto, esta nueva tecnología granular podría ser beneficiosa en el tratamiento aerobio y superar algunas de las actuales limitantes del proceso de lodos activados, por ejemplo; tanques separados de aireación y sedimentación, grandes requerimientos de áreas y alta demanda de energía para los flujos de aireación y recirculación.

El uso de un sistema basado en la tecnología de granulación aerobia representa ventajas operativas y financieras pues reduce costos de mantenimiento anual y requerimiento de tierras en un 17% y 75% respectivamente (Bruin et al., 2004). De aquí, que la formación de gránulos aerobios sea tema de última tendencia, tal como se observa en los resultados estadísticos encontrados en la base de datos bibliográficos Scopus (Elsevier, 2023) (mediante la búsqueda de “AGS” y mínimo de ocurrencia “50”) y procesados en el visor VOSviewer.

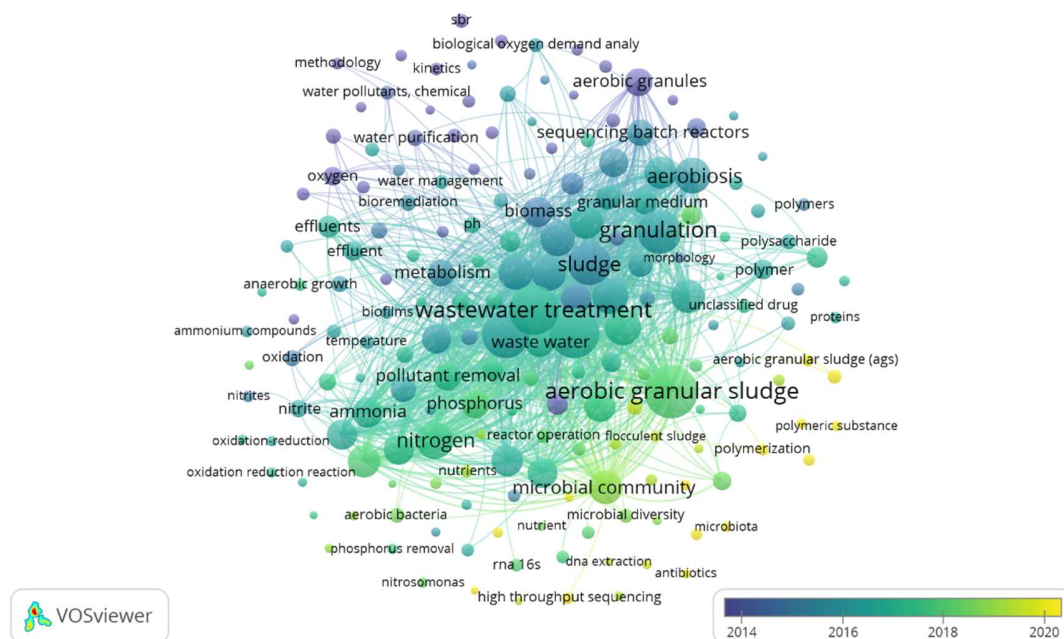
Ahora bien, los tópicos que sobresalen en los estudios de LGA se centran en: proceso de formación, operación de reactores, regulación de parámetros, eliminación de contaminantes, población microbiana y sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Figura 4-2). Encontrando que las investigaciones referentes a configuración y metodologías corresponden a las más antiguas (2012-2018), y diversidad microbiológica junto a SPE las más recientes (2019-2023) (Figura 4-3).

Figura 4–2 Visualización del análisis de literatura para granulación aerobia “LGS”



Nota: Adaptado VOSviewer (2023)

Figura 4–3 Visualización del análisis de literatura por tiempo de publicación “LGA”



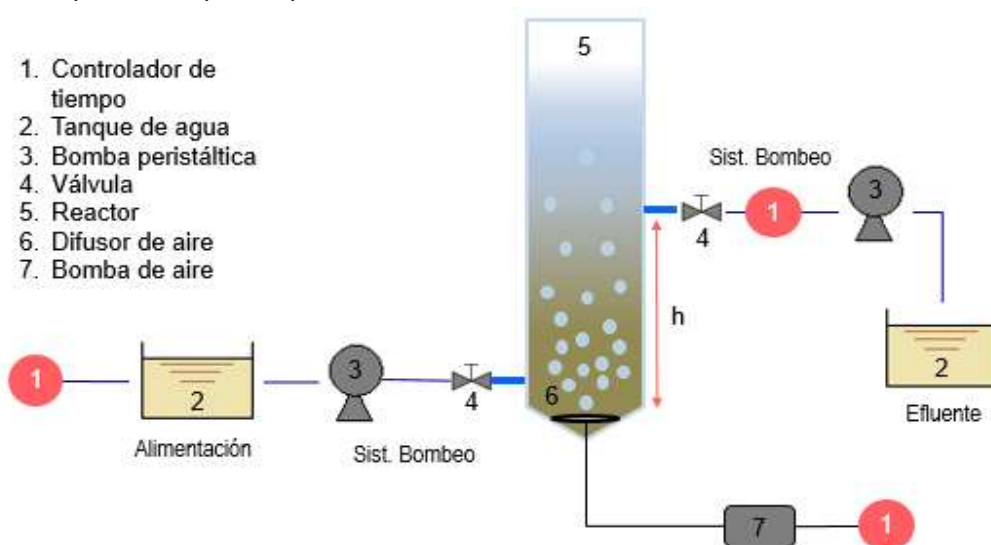
Nota: Adaptado VOSviewer (2023)

4.3 Descripción de la unidad experimental

4.3.1 Configuración unidad experimental

El experimento fue desarrollado a escala laboratorio en un reactor tipo columna con capacidad de 4.90 L, operado en modo discontinuo secuencial (SBR) y fabricado en polivinilo de cloruro rígido (PVC) transparente. El prototipo está conformado principalmente por: i) una fuente de alimentación, ii) un sistema de bombeo que se encargó de suministrar el sustrato y extraer el efluente y, iii) un recolector de efluente, como se muestra en la Figura 4-4.

Figura 4-4 Esquema del prototipo



A lo largo de la altura efectiva de la columna, se distribuyeron siete válvulas con diferentes fines. La primera (de arriba hacia abajo) funcionó como un puerto de control en caso de desbordamiento. La tercera como punto de descargue del efluente cumpliendo una relación de intercambio volumétrico (RIV) del 50%. La quinta y sexta (más bajas) suministraron la alimentación y la aireación. Las muestras analizadas se recolectaron en la séptima o a través de cualquiera de los puertos cuando fue necesario. En la Figura 4-5, Tabla 4-2 y Anexo C se presentan, el reactor fabricado y detalles de su diseño.

Figura 4-5 Unidad experimental, reactor SBR**Tabla 4-2** Configuración empleada en la unidad experimental

Parámetro	Dimensión	Unidad
Diámetro interno	7.6	cm
Altura efectiva	108	cm
Borde Libre	12	cm
Número de puertos	7	unidad
Punto de descarga	54	cm
Relación A/D	14	N.A
Volumen de trabajo	4.9	L

Alimentación y descarga

La alimentación y la descarga son dos etapas del ciclo de operación, las cuales se lograron mediante dos bombas peristálticas modelo Cole Parmer 7553-70, (RPM: 6-600, suministro de entrada: 115 VAC y controlador de velocidad variable: 1-10) (ver Figura 4-6).

El SBR funcionó en modo de flujo ascendente, por lo que el afluente se alimentó desde la válvula inferior del reactor de columna V5 y el retiro o descarga desde la válvula intermedia V3 según el RIV del 50%.

Figura 4–6 Bombas peristálticas modelo Cole Parmer 7553–70



Aireación

El sistema de aireación estuvo conformado por una bomba de aire (Resun LP-20, Resun air 3000), una válvula reguladora y un difusor de fina burbuja como se observa en la Figura 4-7. Para efectos de fuerza cortante hidrodinámica y movimiento ascensional, el sistema fue localizado en la base del reactor. La velocidad de aireación se reguló con un medidor de flujo Dwyer entre 3.0 y 5.2 L min⁻¹.

Figura 4–7 Equipos de aireación SBR



Nota: (a) Bomba de aire (b) Medidor de flujo y (c) Difusor de burbuja y válvula reguladora.

Automatización

La operación del reactor fue automatizada a través de un microcontrolador (Arduino Uno R3) programado con la plataforma de código abierto arduino de hardware y software libre, en conjunto con un relé de 4 canales, el cual funcionó como el interruptor del circuito. En el código de la placa se estableció el ciclo correspondiente al sistema SBR: encendido de la bomba (llenado), encendido del aireador (aireación),

detención del proceso (sedimentación) y encendido de la bomba de descarga (descarga). El diagrama del circuito usado para el microcontrolador se presenta en la Figura 4-8.

Figura 4–8 Diagrama del circuito para el reactor SBR

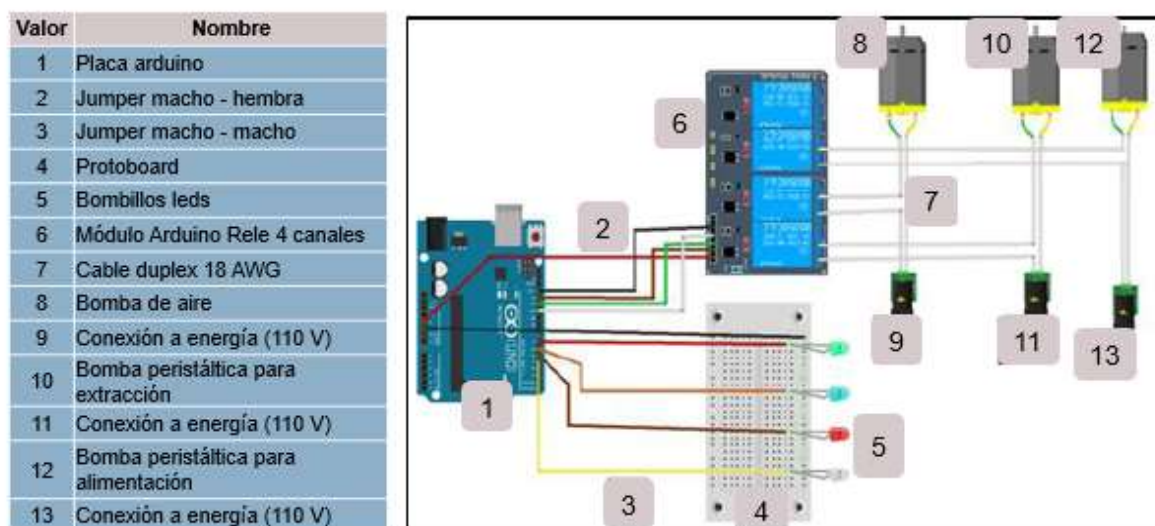


Figura 4–9 Ensamble de los equipos para la automatización del SBR



4.4 Variables de operación

Los valores determinados para la construcción del reactor se establecieron mediante una detallada revisión de literatura encontrada desde el año 1999 hasta el 2018 como se indica en la Tabla A 1. Basándose en esto, se escogieron la RIV, el TS y la fuerza de corte hidrodinámica (en términos de velocidad de aireación) como los principales factores de presión de selección en el estudio.

Los valores y/o rangos de los parámetros de interés fueron seleccionados a partir de los estudios experimentales revisados que obtuvieron resultados favorables en la formación de gránulos.

Relación altura diámetro (A/D): Se usó para el presente estudio una relación de 14.

Ecuación 4-1

$$\frac{A}{D}$$

Donde de acuerdo con Bindhu (2013),

A = Altura efectiva (cm)

D = Diámetro interno (cm)

RIV: Es la relación entre el volumen del efluente retirado en un ciclo y el volumen total del reactor. El valor de RIV adoptado como base para este estudio fue del 50% y se logró retirando el efluente desde la tercera válvula (los puertos se cuentan desde arriba) (Figura 4-5).

Ecuación 4-2

$$RIV = \frac{L}{H}$$

Donde de acuerdo con Bindhu (2013),

RIV = Relación de intercambio volumétrico (adim)

L = Distancia a la válvula de descarga (cm)

H = Altura efectiva del reactor (cm)

Tiempo de sedimentación (TS): El tiempo de sedimentación se varió durante los experimentos; no obstante, los tiempos se basaron en la revisión de literatura. Se probaron valores experimentales para estudiar la influencia del tiempo de sedimentación de 2, 4, 5, 7, 10 y 15 min.

Fuerza de corte hidrodinámica: Durante la investigación se aplicaron cinco valores de flujo de aire: 3.0, 3.50, 4.30, 5.20 y 5.50 L.min⁻¹. En términos de SUAV (Superficial Upflow Air Velocity) corresponden a: 1.10, 1.29, 1.58, 1.91 y 2.02 cm.s⁻¹.

Ecuación 4-3

$$SUAV = \frac{F}{A}$$

Donde de acuerdo con Bindhu (2013),

$SUAV$ = Superficial Upflow Air Velocity -Velocidad del aire de flujo ascendente superficial (cm.s⁻¹)

F = Flujo de aire (cm³.s⁻¹)

A = Área transversal del reactor (cm²)

Temperatura: El reactor se mantuvo a temperatura ambiente durante la operación de las diferentes fases, por lo que para identificar cambios extremos de temperatura se monitoreó diariamente. Valores entre 24.4 y 33 C° fueron reportados.

pH: El pH del contenido del reactor se controló diariamente y se mantuvo en el rango de 6.50 a 8.0 con la ayuda de NaOH 0.1 N.

4.4.1 Ciclo operacional

Los ciclos fueron conformados por un tiempo de llenado, aireación, sedimentación y descarga. Durante toda la investigación (Fase I y II) el tiempo del ciclo se fijó en 4h como resultado de los valores encontrados en la literatura que demostraron una efectiva granulación y representatividad. No obstante, los tiempos de las etapas de sedimentación y aireación fueron modificados en el transcurso de los experimentos según la respuesta observada frente a la granulación aerobia. En la Tabla 4-3 se indican los tiempos aplicados en las diferentes etapas que conformaron el ciclo propuesto para las fases de investigación. En los Capítulo 5 y Capítulo 6 se amplía la metodología y descripción de las fases I y II.

Tabla 4-3 Ciclos de operación empleados en la unidad experimental

Fase	Reactor	Ciclo (min)	Número de ciclos	Llenado (min)	Aireación (min)	Sedimentación (min)	Descarga (min)
I. Sustrato Acetato	Aerobio 100% Anaerobio 100%	240	6 por día	8	212	15	5
					217	10	
					222	5	
					225	2	
	Aerobio- Anaerobio 50%-50%	240	6 por día	8	212	15	5
					217	10	
II. Sustrato ARD'S	Aerobio- Anaerobio 50%-50%	240	6 por día	8	224	3	5
					217	10	
					220	7	
					223	4	
	Anaerobio 100%	240	6 por día	8	220	7	5
					212	15	
					217	10	
					220	7	

4.5 Conclusiones

A pesar de que desde el inicio de la tecnología granular aerobia las investigaciones referentes a configuración y metodología corresponden a las más estudiadas, sus valores aún no han sido fijados y permanecen en continua modificación. En consecuencia, la mayor parte de los experimentos se han realizado en reactores de operación tipo batch y el desarrollo de la operación en continuo se ha prolongado.

El ciclo de operación del SBR tiene como particularidad la distribución de etapas, por lo que la automatización del reactor batch es parte fundamental para lograr el desarrollo experimental en el LGA a diferentes escalas.

Implementar materiales translucidos y transparentes en la conformación del reactor permiten realizar una adecuada observación y seguimiento de los procesos internos, lo que da a lugar a una mejor y pronta decisión ante cualquier evento.

El tiempo del ciclo de operación está asociado con la frecuencia de lavado del SBR, por lo tanto, tiene un efecto sobre la granulación y las características de los gránulos. De manera que, una mayor comprensión del papel del tiempo del ciclo sería útil para la optimización y el diseño de los reactores de lodos granulares aerobios a gran escala.

El proceso de granulación aerobia es influenciado por una serie de parámetros que son decisivos en la formación de los gránulos aerobios. Dentro de los parámetros principales identificados en la revisión de literatura (COV, SUAV, TS y RIV) en SBR, esta investigación prioriza la fuerza de corte hidrodinámica en términos de velocidad del aire ascendente superficial, el tiempo de sedimentación y la relación de intercambio de volumétrico.

Referencias Bibliográficas

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation.

-
- Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge. OCTOBER 2001*. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). *Comamonas testosteroni* colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment:*

- Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdaz, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic

- granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and*

- Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>
- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103.

- <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.
- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>

- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and*

- Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecursos Tecnológica*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118.

- <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor*.
- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism , key in fl uencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism , key in fl uencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>

- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). *A general model for biosorption of Cd²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules*. 102, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, 46(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, 108(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). *Aerobic granules: a novel zinc biosorbent*. II, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, 317(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, 47(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, 182, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. zhu, Pu, W. hong, Yang, J. kuan, Shi, Y. fei, Wang, J., Bai, J., Zhou, X. yue, Jiang, G. sheng, Li, C. yang, & Liu, F. biao. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 169, 244–250.

- <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, 60(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developping countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martínez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 104, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, 8(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. sheng, Zhang, Y. jun, Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inzynieria Chemiczna i Procesowa*, 33(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, n. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohلمان, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, 6(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, 89, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, 45(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháltz, P., Czakó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nancharaiah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications. August*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nancharaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Cooperation and Development*.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically

- grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>
- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairi, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelpr>

ocesodelodosactivados.pdf

- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187. <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiyah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>

- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor*. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating

- soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827. <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous- flow aerobic granulation in plug- flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Wat. Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the

- aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., EUgenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tjihuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater.”*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>

- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., NI, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzmtec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes*. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.
- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge : A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). E ff ects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14.

- <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater: Is it really better than that of activated sludge? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhaan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). *Bioresource Technology Reports* Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). *Bioresource Technology* Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>

-
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>
- Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(97\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(97)00214-0)

Capítulo 5. Adaptación y selección de inóculos

5.1 Introducción

El tratamiento secundario hace referencia a los procesos de tratamiento biológico en el agua residual. En este proceso, la materia orgánica y los sólidos suspendidos son removidos por medio de microorganismos que la usan como fuente de energía y de carbono para su crecimiento y reproducción. Dependiendo del aceptor final de los electrones en la oxidación de la materia orgánica, los tratamientos biológicos pueden clasificarse en: sistemas aerobios (el oxígeno es el aceptor final), sistemas anaerobios (el aceptor final es la propia materia orgánica) y sistemas anóxicos (el aceptor final de electrones no es el oxígeno ni la materia orgánica)(Condorchem Envitech, 2017). Así mismo cabe señalar que, estos procesos pueden llevarse de forma suspendida o adherida en un soporte como medio de crecimiento, puesto que las células microbianas se encuentran en diferentes tamaños, formas y fases (individuales o agregadas con diferentes microestructuras); por consiguiente, la condición de biomasa tendrá un efecto significativo en la transferencia de nutrientes y en la preservación de los organismos afectando de manera positiva o negativa la eficiencia global del tratamiento (Chernicharo, 2013).

Dentro de los sistemas de tratamiento secundario se encuentran los sistemas biológicos aerobios, tales como el sistema de lodos activados convencional (SLA), un proceso de alta tasa, donde la biomasa se encuentra suspendida en el reactor y en conjunto con el AR se le conoce como licor mixto (Von Sperling, 2014, Ramirez, 2004). Su tecnología se basa en proporcionar un contacto íntimo entre el AR y el lodo biológicamente activo, sea por cultivo libre o en suspensión de la biomasa. El sistema está conformado por un tanque de aireación (reactor biológico) con aplicación de oxígeno al efluente del tratamiento primario, seguido de un sedimentador que realiza la separación del líquido tratado y de los lodos formados (flocs), aquí, una parte del lodo es recirculado hacia el tanque de aireación para garantizar la presencia de microorganismos en el sistema y mantener la concentración deseada; la otra parte (lodo residual) es purgada o llevada hacia otra unidad para su tratamiento y disposición (Ramirez, 2004, Von Sperling, 2012, Von Sperling, 2014).

La estructura física de la biomasa afecta directamente la velocidad de sedimentación (V_s). En otras palabras, la separación de los sólidos del agua tratada depende de la densidad de los flocs formados; si son densos, estos sedimentan rápidamente y permiten la separación eficiente de los lodos, caso contrario de ser ligeros y mayormente compuestos por organismos filamentosos, puesto que la separación entre el agua tratada y la biomasa será poco eficiente con un efluente turbio y de mala calidad (Pastorelli et al., 1997, Lee et al., 2017). Por esta razón, el uso de bombas de recirculación para poder mantener estable la concentración de la biomasa en el reactor es indispensable, pero provoca un consumo de energía significativo.

Otra de las principales características por ser el oxígeno el aceptor final preferido de las células en los sistemas aerobios, es el rápido crecimiento de los microorganismos, lo que ocasiona mayores rendimientos energéticos y por consiguiente, un importante volumen de lodos (Condorchem Envitech, 2017). Este factor ha sido determinante en el diseños y tamaño de las actuales unidades de sedimentación de las PTAR basadas en lodos activados pues se requiere entre el 30 al 50% del área total de la planta (Lopez et al., 2017).

La búsqueda de mejorar los problemas de sedimentación de los flocs y de aumentar la eficiencia de los sistemas ha conducido las investigaciones en torno a la granulación. El lodo granular se caracteriza por

ser una biomasa compacta y densa, que sedimenta mucho más rápido que el lodo floculento (Kreuk y Van Loosdrecht, 2004).

La investigación sobre la granulación aerobia (GA) se ha desarrollado principalmente a escala de laboratorio con algunos casos de aplicación a gran escala como el de la tecnología Nereda en Holanda hacia el año 2003 (Cetin et al., 2018). De esa forma, diferentes estudios han enfocado sus investigaciones en los parámetros que influyen la formación de gránulos aerobios, ahora, si bien existen varios que son parte del proceso de la granulación, basados con lo encontrado en la literatura, son los factores asociados con la presión de selección en las partículas de lodo, los que contribuyen fuertemente sobre la formación de los gránulos. No obstante, a pesar de estos estudios, el mecanismo detrás de la conformación de gránulos aerobios no está completamente esclarecido, por lo que varias investigaciones han intentado identificar y discutir otros factores que conduzcan a su formación y estabilización.

En ese sentido, la mayor parte de los estudios realizados hasta el momento, han elaborado sus investigaciones con inóculos provenientes de los sistemas de lodos activados (SLA) convencionales (Wan et al., 2015, Pronk et al., 2015, Jafari Kang y Yuan, 2017, Liu et al., 2017, Zhang et al., 2019). Existen pocos estudios orientados al papel que desenvuelve el inóculo en la granulación aerobia y de acuerdo con Liu y Tay (2004) en la granulación anaerobia se ha demostrado ampliamente que las características del lodo inoculador influyen en la formación y las propiedades de los gránulos, caso que podría trasladarse a la granulación aerobia.

Dentro de este contexto, es donde este Capítulo de la investigación quiere entregar un aporte al entendimiento de la tecnología granular aerobia y encontrar alternativas de inóculos que permitan facilitar la consecución, el almacenamiento y el arranque de reactores, ya que a pesar de que muchos estudios a escala laboratorio han desarrollado gránulos con lodos floculantes, estos han mostrado grandes variaciones en los periodos de arranque (3 días hasta varios meses) (Liu et al., 2017, Pronk et al., 2015a), siendo los tiempos más largos los reportados para el tratamiento de agua residual real (Ni et al., 2009, Pronk et al., 2015a).

5.2 Revisión de literatura

5.2.1 Lodo granular aerobio (LGA)

A finales de la década de 1990, las investigaciones acerca de la estructura y formación de biopelículas, así como, del papel que desempeñan los polímeros de almacenamiento, conllevó a la idea de cultivar gránulos aerobios sin ningún material de soporte y con sustratos fácilmente biodegradables en reactores discontinuos secuenciales (SBR) (de Kreuk et al., 2007). Esto dio como resultado la primera patente concedida a Heijnen y Van Loosdrecht (1998) por establecer en un reactor el método de crecimiento de microorganismos en forma de gránulo.

Durante el primer encuentro de la Asociación Internacional del Agua (IWA, 2004), se definió el lodo granular aerobio como un agregado de origen microbiano que no coagula con bajas fuerzas hidrodinámicas y que sedimenta significativamente más rápido que los flocs de lodo activado. Esta definición fue discutida y analizada, acordando que para hablar de granulación aerobia los gránulos aerobios deben cumplir con las siguientes características: i) contener microorganismos activos que no pueden consistir solamente en componentes de origen microbiano; ii) no involucrar o añadir intencionalmente ningún material de soporte; iii) sedimentarse como unidades separadas y tener tamaños de diámetro mínimo de 0.2 mm. Esto

simplificaría la interpretación de los resultados experimentales y aclararía cuándo hablar de lodos granulares aerobios, lodos activados o biopelículas (Kreuk et al., 2007).

En los sistemas de tratamiento biológico de agua residual existen poblaciones microbianas en forma de células libres o agregados, tales como flocs y gránulos (Linlin et al., 2005). La granulación aerobia es la adhesión célula a célula inmersa en fenómenos biológicos, físicos y químicos. Los gránulos son consorcios microbianos densos que se encuentran envasados con diferentes especies bacterianas y contienen millones de organismos por gramo de biomasa. Estas bacterias desempeñan diferentes funciones en la degradación de residuos industriales complejos (Liu & Tay, 2004b).

Los gránulos aerobios presentan varias ventajas sobre los flocs de lodo activado convencional, como lo es una fuerte y compacta estructura microbiana, una mayor capacidad de sedimentación y una alta retención de biomasa (Linlin et al., 2005), además del uso repetitivo de los gránulos durante largos períodos (Khan et al., 2013).

Los gránulos aerobios también se caracterizan por formar una estructura de capas como se observa en la Figura 5-1, en la cual, las zonas externas están conformadas por microorganismos aerobios y las internas o núcleo, por posibles microorganismos anaerobios facultativos y/o obligatorios, así como biomasa microbiana muerta (Sarma et al., 2017a).

Figura 5-1 Estructura en capas de un gránulo aerobio



A diferencia de las células microbianas libres o que se encuentran floculadas en los procesos tradicionales de tratamiento de agua residual, los gránulos aerobios necesitan de un menor tiempo para separarse del efluente y sedimentarse. De acuerdo con lo mencionado por Kreuk et al. (2005) y Sarma et al. (2017), al usar este tipo de sistema de tratamiento es posible mantener alrededor de tres a cinco veces más la biomasa por litro de agua residual, lo que permite tratar un mayor volumen de agua en un menor período.

5.2.2 Inóculo

Las comunidades microbianas determinan las características físico-químicas y las habilidades de aglomeración del lodo inóculo; de forma que la eficiencia del tratamiento es también influenciado por el tipo de cultivo (Bos et al., 1999).

El lodo activado ha sido el inóculo más utilizado en los estudios de granulación aerobia. Dada su naturaleza floculante le proporciona características de baja sedimentación y alta generación de lodos, lo que hace que se requiera de grandes áreas para la instalación de unidades de sedimentación. En otros términos, este tratamiento causa un significativo impacto ambiental por sus necesidades de espacio, manejo y disposición de lodos. A pesar de que las comunidades bacterianas que residen en los lodos activados son hidrófilas, estas han obtenido resultados positivos en la formación de gránulos (Zita & Hermansson, 1997, Beun et al., 2002a,; Awang y Shaaban, 2016a,, Yin et al., 2019)

Autores como Song et al. (2010) evaluaron dos tipos de inóculo de lodos activados en un reactor discontinuo secuencial (SBR) de aire ascendente. El inóculo extraído de la planta de tratamiento de agua residual de la industria cervecera (inóculo A) resultó más adecuado para el cultivo de gránulos aerobios que el lodo de la planta de tratamiento de agua residual municipal (inóculo B). Inóculo A formó una gran cantidad de gránulos maduros a partir del día 35, mientras que B necesitó de 56 días para obtenerlos, aun así, ambos inóculos fueron aptos para la formación de gránulos.

Estudios para investigar los efectos de las propiedades físicas de los inóculos también han sido llevados a cabo. Lodos activados crudos fueron separados por sedimentación en dos pequeños reactores, flocs pequeños y sueltos (R1) y flocs grandes de mayor densidad (R2), luego, se les aplicó una tasa de descarga de lodos diaria fija de alrededor del 10% (Z. Song et al., 2010). Los dos inóculos lograron una buena granulación después del día 50 (Diámetro de R1= 1.01 mm y R2= 2.2 mm) sin diferencias en las comunidades bacterianas.

De otro lado, algunas investigaciones han implementado para sus inóculos métodos basados en mezclas o alternativas de lodos floculentos, gránulos triturados y pellets (matriz de SPE obtenida a partir de flóculos de lodos). Verawaty et al. (2012) observaron que los flocs se unían a la superficie de los gránulos, lo que disminuyó el lavado de la biomasa durante la granulación, ya que estos actuaron como núcleos de fijación para las partículas floculentas y aceleraron la formación de los gránulos. Este mecanismo además de reducir el período de granulación, también mantuvo el rendimiento en la eliminación de nutrientes del reactor. Asimismo, Xu et al. (2011) compararon los efectos de la siembra de lodos floculentos y pellets sobre la formación de LGA durante el tratamiento de agua residual sintéticas. El LGA con mayor tamaño y eliminación de DQO apareció en el reactor inoculado con pellets después de haber sido operado durante 10 días. Además de las diferentes morfologías microbianas en la superficie granular, el LGA obtenido a partir de semillas en pellets obtuvo mayor hidrofobicidad, sólidos suspendidos y contenidos de Mg, lo que puede ayudar a acelerar el proceso de granulación.

5.2.3 Sustrato

Una amplia variedad de sustratos ha sido investigada en la granulación aerobia; sin embargo, la mayoría de estos estudios han utilizado sustratos sintéticos fácilmente biodegradables que contienen principalmente acetato y glucosa como fuentes de carbono. Son pocos los estudios que han informado el cultivo exitoso de gránulos con agua residual real, ya que indiferentemente de su origen doméstico o industrial, las diversas fuentes de carbono, compuestos orgánicos e inorgánicos y material particulado,

intervienen y alteran la cinética de la granulación entre el usar un agua sintética a una real (Wagner et al., 2015).

Tay et al. (2001) inocularon gránulos de una planta de tratamiento municipal en dos reactores alimentados con glucosa y acetato como fuentes únicas de carbono. Después de operar durante 3 semanas los gránulos aerobios maduraron en ambos reactores con una superficie externa de forma redonda muy regular. En comparación con los gránulos alimentados con acetato, los gránulos alimentados con glucosa tenían una superficie externa esponjosa debido al predominio de bacterias filamentosas, mientras que los gránulos aerobios alimentados con acetato tenían una microestructura muy compacta en la que las células estaban estrechamente unidas entre sí y con predominancia de bacterias similares a los bastoncillos. Esto parece indicar que el tipo de sustrato puede afectar la diversidad y predominancia de las especies bacterianas, la superficie de los gránulos y la estructura (Liu y Tay, 2004).

De otro lado, los gránulos aerobios han sido desarrollados con agua residual de la industria de los tratamientos del caucho, porquerizas y ganadería. Othman et al. (2013) observaron que después de 30 días de operación en un reactor SBR alimentado con agua residual de ganadería se presentaron gránulos maduros con tamaños entre 3.50 y 4.10 mm con excelentes propiedades de sedimentación. Resultados similares se obtuvieron en el agua residual del tratamiento del caucho con un valor promedio de diámetro del gránulo de 2.0 mm (Rosman et al., 2014) y en el agua residual de la industria cervecera, donde la formación del gránulo se obtuvo a partir del día 30, alcanzando valores de diámetro de 1.20 mm, 1.90 mm y 1.60 mm en R1, R2 y R3 respectivamente (Corsino et al., 2017).

Otros estudios han abordado el tratamiento de efluentes complejos basados en la conjetura de que los gránulos aerobios tienen una alta resistencia frente a los compuestos tóxicos, esto debido a su estructura compacta que funciona como una barrera de transferencia de masa y, por lo tanto, proporciona menor concentración del compuesto tóxico. No obstante, a veces se puede ocasionar la obstrucción de los poros que conllevan a la desintegración de los gránulos (Wang et al., 2007). Ramos et al. (2015) evaluaron el efecto de la salinidad sobre la biomasa granular tratando una mezcla de compuestos aromáticos (fenol, o-cresol y p-nitrofenol). El aumento gradual de la salinidad condujo a una buena aclimatación de la biomasa obteniendo la biodegradación completa de los compuestos aromáticos y sin acumulación de intermediarios metabólicos. Zhao et al. (2015) investigaron el tratamiento mediante granulación aerobia de la contaminación orgánica derivada de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PFCP). Inicialmente, la adición de PFCP afectó negativamente la calidad del gránulo, pero después de la adaptación microbiana, el sistema recuperó y eliminó efectivamente cuatro de los cinco PFCP con tasas de eliminación del 60% para sulfametoxazol y norfloxacin, 54.50% naproxeno y 42.70% y 34.40% para prednisolona e ibuprofeno respectivamente.

Por último, investigadores como Kreuk et al. (2007) mencionan la relevancia que tiene evitar el decaimiento del gradiente del sustrato al interior del gránulo a través de la formación de polímeros de almacenamiento que se pueden obtener con la transformación de sustratos de fácil biodegradación y/o, organismos con baja tasa de crecimiento.

Carga orgánica del sustrato

La carga orgánica (CO) es un parámetro operacional importante que evalúa la capacidad de procesamiento del reactor (Long et al., 2015). Hasta el momento, el papel de la carga orgánica se ha reconocido como esencial en la formación de gránulos anaerobios. De acuerdo con Hulshoff Pol et al. (1988) una carga

orgánica relativamente alta, facilita la formación de los gránulos en el reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), sin embargo se ha observado que es posible generar gránulos aerobios con altas y bajas tasas de carga orgánica.

Moy et al. (2002) demostraron que se pueden aplicar cargas de hasta $15 \text{ kg-DQO}(\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ sin comprometer la integridad de los gránulos aerobios. Long et al. (2015) investigaron la tolerancia a la carga orgánica mediante el aumento gradual de la DQO, usando como fuente de carbono acetato de sodio. Con el aumento de la CO, los tamaños medios de los gránulos aumentaron en los primeros 65 días, alcanzando un diámetro máximo de 1.80 mm en el día 65. Aun así, los tamaños medios de los gránulos disminuyeron a 1.40 mm en el día 75 después de aumentar la CO a $18 \text{ kg-DQO}(\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$, lo que indicó que un exceso de CO no tolerado por los gránulos, ocasionó el rompimiento y la desintegración de los mismos en un corto tiempo.

Liu et al. (2003) concluyeron en su investigación que la formación de los gránulos aerobios en SBR fue independiente de la concentración del sustrato. Esto como resultado de la exitosa granulación obtenida en reactores alimentados con diferentes concentraciones de sustrato que variaron entre 500 y 3000 mg-DQO.L^{-1} . Es de resaltar que, a pesar de que el tamaño de los gránulos aerobios aumentó ligeramente con el incremento de las concentraciones del sustrato, la capacidad de resistencia a la abrasión disminuyó.

Si bien, como se menciona en los estudios anteriores la CO no es un factor determinante en la granulación aerobia y su formación se puede alcanzar dentro de un rango muy amplio, pero sí puede ser un factor influenciado en las características físicas del gránulo. De acuerdo con Moy et al. (2002), la CO también tendría una influencia significativa sobre las características macroscópicas de los gránulos y la distribución interna de las bacterias.

Relación Alimento/Microorganismos

En los SBR la relación alimento/microorganismos (A/M) (F/M por su sigla en inglés), también conocida como sustrato/biomasa, se utiliza para conocer la disponibilidad de alimento. Liu & Liu (2006) mencionan que el aumento de concentración de biomasa está acompañado por el aumento de la GA, y este aumento de biomasa implica valores bajos de la relación A/M. Lo anterior, provoca un crecimiento de bacterias filamentosas (Liu et al., 2020), es decir, que dentro del reactor biológico debe conservarse altas concentraciones de sustrato, para favorecer el crecimiento y la dominancia de las bacterias formadoras de los flocs.

Algunos autores mencionan que la relación A/M no es un parámetro decisivo a la hora de la formación de los gránulos aerobios ya que estos logran formarse en un amplio rango (0.10 a $1.30 \text{ g-DQO.gSSV}^{-1}$) (Chen et al., 2008, Jafari Kang y Yuan, 2017). Sin embargo, la relación A/M afecta la estructura, la sedimentación y forma de los gránulos ya formados en el reactor, por esto es importante resaltar que usar valores extremos puede traer problemas, cuando se tienen valores muy bajos no hay un incentivo para que los microorganismos se agrupen y formen agregados, por el contrario, valores muy altos aumentan la formación de agregados celulares como se mencionó, pero esto es también una de las causas del fenómeno bulking, lo que se traduce en agrupaciones con características morfológicas y sedimentabilidad pobres, generando gránulos suaves y esponjosos (Lobos et al., 2008, Li et al., 2011, Wu et al., 2018).

5.2.4 Concentración de oxígeno disuelto

De acuerdo con algunos autores (Liu et al., 2004, Khan et al., 2013) la concentración de oxígeno disuelto (OD) no es una variable decisiva en la formación de los gránulos aerobios y el impacto que tiene ha sido discutido. Sturm y Irvine (2008) reportaron que una alta concentración de OD había mejorado la granulación aerobia, ya que a pesar de que se suministró una elevada fuerza cortante (1.20 cm.s^{-1}) los gránulos no se formaron con valores por debajo de los 5.0 mg.L^{-1} de OD.

Por el contrario, autores como Dangcong et al. (1999), obtuvieron diámetros de gránulos aerobios entre $0.30 - 0.50 \text{ mm}$ con bajas concentraciones ($0.70 - 1.0 \text{ mg.L}^{-1}$); a diferencia de Gao et al. (2011), Awang y Shaaban. (2016a) y Rosman et al. (2014), que desarrollaron exitosamente gránulos con concentraciones mayores a los 2.0 mg.L^{-1} . Lo anterior, podría indicar que, si la condición aerobia se mantiene con suficiente aireación, la concentración de OD no es un parámetro decisivo en la granulación (Liu et al., 2005).

5.2.5 pH

El pH del medio tiene un profundo impacto en el crecimiento microbiano (Show et al., 2012). Un pH ligeramente alcalino (alrededor de 7.50) es necesario para una granulación aerobia adecuada, ya que valores por encima de 8.5 evitaban la granulación aerobia según lo informado por Hailei et al. (2006). En la Tabla A 1, se pueden observar valores de pH entre 6.50 hasta 8.60 de acuerdo con la literatura recopilada de los estudios experimentales en la formación de gránulos aerobios.

Un pH ligeramente ácido favorece la dominancia de hongos sobre los gránulos aerobios y uno alcalino a las bacterias. Así mismo, se ha observado que los gránulos conformados por hongos presentan estructuras más débiles y son más propensos a la rotura y erosión ocasionada por la turbulencia de la aireación, que los gránulos bacterianos (Yang et al., 2008).

5.2.6 Temperatura

Aunque el conocimiento sobre el efecto de la temperatura en la granulación aerobia es limitado, la mayoría de las investigaciones realizadas se han llevado a cabo con temperatura ambiente ($20 - 25^\circ \text{C}$) (Long et al., 2015, Beun et al., 2002). Halim et al. (2015) investigaron el proceso de granulación aerobia a altas temperaturas, 30 , 40 y 50°C . Los resultados revelaron que los gránulos desarrollados a 50°C tuvieron en promedio el mayor diámetro (3.36 mm) y las mayores eficiencias de eliminación. No obstante, se debe considerar que el lodo de inoculación fue tomado de una planta de tratamiento de agua residual con temperaturas diurnas entre de 40 y 50°C y nocturnas de 28°C . Song et al. (2009) informaron que, con un inóculo de lodo activado a temperatura ambiente, la condición de 30°C era la más óptima para el cultivo de gránulos al presentar una estructura más compacta con mayor capacidad de sedimentación y de actividad de biomasa. Adicionalmente, temperaturas de 15°C han sido empleadas en la formación de gránulos con diámetro de 1.6 mm como se puede ver en la Tabla A 1.

5.2.7 Caracterización del gránulo aerobio

Parámetros físicos

Morfología

La observación realizada hasta el momento, ha evidenciado la morfología de los gránulos aerobios como agregados cuasi-esféricos compactos formados por comunidades microbianas mixtas, auto-inmovilizadas

e incrustadas en una matriz de sustancias biopoliméricas extracelulares (Liu et al., 2009). El color de los gránulos aerobios productores de H_2 suele ser amarillo, mientras que el color de los gránulos productores de CH_4 es negro, a causa de la precipitación de los sulfuros metálicos (Pol et al., 2004). Las formas y diámetros de los gránulos microbianos cambian dependiendo de las condiciones de operación y de las fuerzas de corte hidrodinámicas ocasionadas dentro del reactor, esto como respuesta a un equilibrio entre el crecimiento y el desprendimiento abrasivo del gránulo. El diámetro promedio de los gránulos aerobios varía entre el rango de 0.20 a 5.0 mm y son visibles como unidades separadas (Liu Y y Tay, 2002).

Resistencia

La resistencia del gránulo se define como la resistencia a la abrasión y/o rotura por una fuerza mecánica o cortante líquida (Nor-Anuar et al., 2012). El coeficiente de integridad (CI) se ha utilizado como un índice de la resistencia de los agregados microbianos (Liu et al., 2009). Los resultados de la investigación de Gao et al. (2011), indicaron que los mayores coeficientes de integridad (97.7% y 99%) estaban asociados a un mayor contenido de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), especialmente a un mayor contenido de proteína (R1 y R2), a la vez, estos también mostraron una mayor estabilidad de almacenamiento que aquellos que tenían menor contenido. En cuanto a los gránulos dominados por bacterias, estos tuvieron un mayor valor de CI (96.8%) que los gránulos dominados por hongos (86.9%) (Xiao et al., 2008).

Sedimentación

Las propiedades de sedimentación de los gránulos aerobios determinan la eficiencia de la separación sólido-líquido, la cual es esencial para el funcionamiento adecuado de los sistemas de tratamiento de agua residual (Liu y Tay, 2004). Los gránulos aerobios pueden alcanzar a obtener un índice volumétrico de lodo (IVL) inferior a $50 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, mucho más bajo que el de los bioflocs convencionales (Qin et al., 2004), lo que significaría en el ámbito de la ingeniería, clarificadores de menor tamaño y una mejor sedimentación del lodo (Liu y Tay, 2004).

De acuerdo con Liu Y et al. (2005), la velocidad de sedimentación del reactor debe ser tal que supere a la velocidad de sedimentación del lodo suspendido para lograr una granulación aerobia exitosa y estable; así mismo, menciona que, para ocasionar una buena granulación aerobia, la velocidad de sedimentación no debe ser inferior a los $8 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$. Algunos estudios, han desarrollado granulación aerobia exitosa con velocidades de sedimentación entre $10 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ y $15 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ (Beun et al., 2002b, Othman et al., 2013a). Una velocidad alta de sedimentación aumenta la capacidad de retención de biomasa del reactor, mejorando la capacidad de degradación orgánica (Adav et al., 2008).

Parámetros químicos

Hidrofobicidad

La hidrofobicidad de la superficie celular es una fuerza de afinidad importante en la auto inmovilización celular y los procesos de unión (Kos et al., 2003). Una alta hidrofobicidad suele asociarse a la presencia de estructuras fibrilares en la superficie celular y de proteínas específicas de la pared celular (Singleton et al., 2001). Investigaciones previas han demostrado que la pared celular de las bacterias en los gránulos está rodeada por una capa de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Veiga et al., 1997), lo que indica que la hidrofobicidad de la superficie celular está relacionada con la producción, composición y las características físicas de las SPE (Liao et al., 2001).

Los gránulos aerobios tienen una mayor hidrofobicidad en la superficie celular que el inóculo proveniente del lodo activado. En comparación con los bioflocs convencionales la hidrofobicidad del lodo granular es casi dos veces mayor (Oh, 2003). Liu et al. (2003) aplicaron sobre microorganismos de lodo activado diferentes fuerzas de corte hidrodinámicas (0.3 a 3.60 cm.s^{-1}) y concentraciones de cargas orgánicas (500 a $3000 \text{ mg DQO L}^{-1}$), de lo cual se obtuvo una mayor hidrofobicidad de la superficie celular por el efecto de las velocidades superficiales de flujo ascendente en comparación con los cambios de las tasas de cargas orgánicas.

Sustancias poliméricas extracelulares

Las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) son materiales pegajosos secretados por las células. Existe una fuerte evidencia de que las SPE están muy implicadas en los fenómenos de adhesión, formación de la estructura de la matriz, fisiología microbiana y estabilidad a largo plazo de gránulos aerobios (Qin et al., 2004).

Las SPE son producidas por los propios microorganismos durante el cultivo como reacción de supervivencia a diversas circunstancias. Desde el punto de vista microbiológico, las SPE pueden ayudar a estabilizar la estructura de la matriz y servir como una barrera protectora (Liu et al., 2004). Las SPE producidas en los gránulos contienen proporciones variables de polisacáridos, proteínas, lípidos, ácidos nucleicos y humos, entre otros componentes; donde las proteínas y los polisacáridos son los principales. Generalmente, la relación proteína/polisacárido de la matriz SPE oscila aproximadamente entre 3.40 y 6.20 , los β -polisacáridos son los principales responsables de la estabilización mecánica de los gránulos (Miksch y Kończak, 2012, Adav et al., 2008).

Existen diferentes aspectos de las SPE que no han sido adecuadamente explicadas y requieren de una investigación más detallada, por ejemplo, definir si todos los microorganismos presentes en los gránulos aerobios o solo algunas especies particulares son responsables de la producción de las SPE (Sarma et al., 2017a).

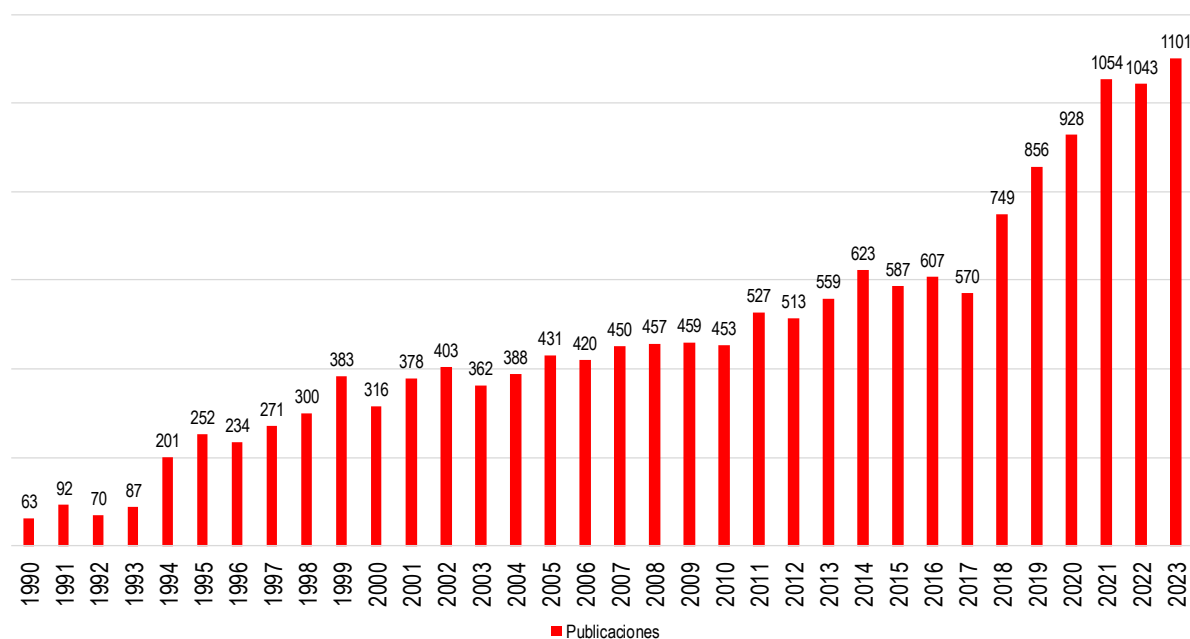
5.2.8 Consideraciones del Capítulo

Hasta el momento, los reactores de lodo granular han sido una de las tecnologías más deseables en los procesos de tratamiento biológico de agua residual por su capacidad de mantener un elevado número de organismos dentro del reactor. En otras palabras, permiten una rápida transformación de los contaminantes, el tratamiento de grandes volúmenes de agua residual en reactores compactos y una rápida sedimentación, esto ocasionado por el gran tamaño y la alta densidad de los gránulos individuales. Tal razón hace que la granulación aerobia sea presentada como una tecnología emergente para el tratamiento secundario de agua residual, ya que no solamente posee las características ya mencionadas del lodo granular, sino que también puede obtener una simultánea eliminación de materia orgánica y nutrientes, debido a su estructura laminar, lo que permite desarrollar diversas condiciones ambientales y biológicas.

En la actualidad, la investigación sobre el mecanismo de granulación es cada vez más atractiva como se muestra en la Figura 5-2, y, aunque hasta el momento no se conozca (todavía) un mecanismo preciso y unificado para el cultivo de gránulos aerobios, se ha demostrado que el tiempo de granulación aerobia puede ser influenciado por el inóculo. Sin embargo, el proceso de cultivo en la granulación aerobia ha sido escasamente informado y el papel que desempeñan los inóculos con diferentes procedencias y características no ha sido muy evaluado.

Es aquí donde la presente investigación busca ampliar el conocimiento existente (inóculos de lodos activados y de gránulos aerobios maduros) e incursionar en la formación de gránulos aerobios a partir de los lodos granulares anaerobio y mezclas entre lodos granulares aerobios y anaerobios con el fin de encontrar la mayor eficiencia y realizar su escalonamiento a la operación de flujo continuo como contribución a los criterios de diseño y operación a la limitada información de la literatura en la operación a gran escala.

Figura 5–2 Número de publicaciones por año relacionados con LGA



Nota: Publicaciones (1990–2023); Fuente: Scopus (2023)

5.3 Metodología

5.3.1 Localización de la investigación

La investigación se realizó en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental del Grupo Estudio y Control de la Contaminación Ambiental – ECCA - Sede Meléndez de la Universidad del Valle en la ciudad de Santiago de Cali.

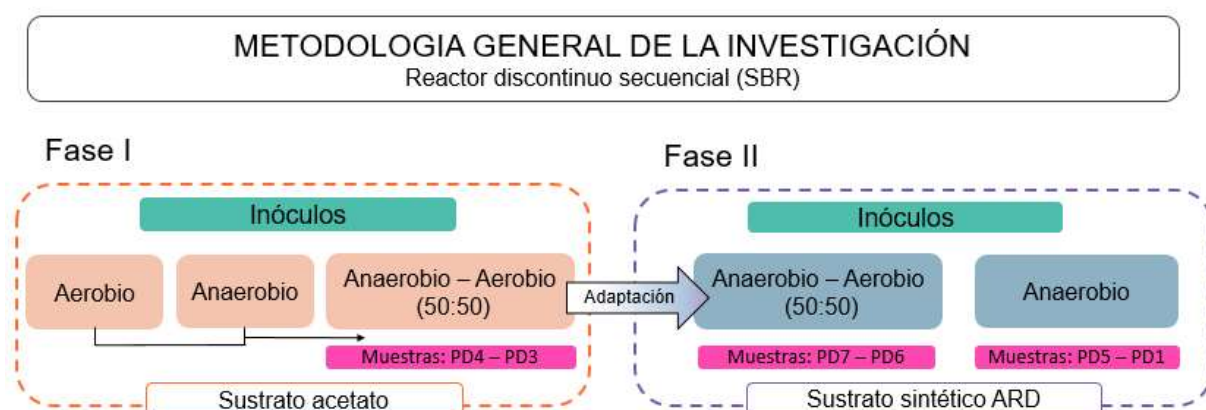
5.3.2 Desarrollo experimental

El estudio de granulación aerobia a escala laboratorio objeto del presente documento se desarrolló en dos fases generales (Fase I y Fase II). Para proporcionar la presión de selección adecuada que requiere el cultivo microbiano en la formación de gránulos aerobios, ambas fases se llevaron a cabo en operación batch debido a su característica de trabajo en modo cíclico. De ahí, que la gran mayoría de las investigaciones realizadas hasta el momento, hayan sido ejecutadas con este tipo de operación. Cada ciclo de SBR incluyó las etapas de llenado, aireación, sedimentación y descarga de lodo. La aireación se realizó desde la base del reactor con el fin de provocar un movimiento ascensional como se menciona en el Capítulo 4 Unidad experimental

La Fase I que corresponde al desarrollo de este capítulo, investigó la capacidad de 3 tipos de inóculos para formar gránulos aerobios: lodo aerobio floculento (AER), lodo granular anaerobio (ANA), mezcla de lodo aerobio y anaerobio (50:50) (MEZ). El lodo AER y ANA fueron operados en simultáneo. Con los resultados observados en el desarrollo de la biomasa de esta primera parte, se hicieron algunos ajustes a la posterior operación del lodo MEZ.

Durante el desarrollo de la investigación se emplearon 2 sustratos: sustrato de acetato (SA) en la fase I y sustrato sintético que simuló un ARD en la fase II. En la transición de la Fase I a la II, el inóculo seleccionado se sometió a un proceso de adaptación en su alimentación entre el SA y el SS de ARD. En la Figura 5-3 se presenta el esquema de la metodología implementada para la ejecución del experimento en la Fase I y Fase II.

Figura 5-3 Esquema de la metodología general de la investigación (fase I y fase II).



5.3.3 Unidad experimental

En las 2 fases se usó como principio de unidad experimental reactores a escala laboratorio que funcionaron en modo discontinuo secuencial (SBR). En el Capítulo 4 Unidad experimental se amplía la información referente a la Unidad experimental utilizada en la investigación.

5.3.4 Sustrato

En la fase I se seleccionó como fuente de alimentación para los 3 inóculos un sustrato sintético con principal fuente de carbón el acetato de sodio (NaAc) ($\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) ($1000 \text{ mg-DQO} \cdot \text{L}^{-1}$). El acetato es considerado como un sustrato biodegradable de rápida asimilación por los microorganismos formadores de gránulos, por lo que su elección se dio con el propósito de identificar el efecto de los inóculos sin que la composición de sustrato interviniera en el proceso.

El sustrato de acetato (SA) fue enriquecido con los macronutrientes y micronutrientes que se presentan en la Tabla 3-1 y Tabla 3-2 del Capítulo 3 Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo – PGA. El pH y la alcalinidad del SA, se ajustó por adición de bicarbonato de sodio (NaHCO_3).

El SA se preparó a partir de una solución madre (SM) de 500 g.L⁻¹ que se mantuvo en refrigeración. La estandarización de la SM se generó a través de una curva de calibración preparada con diluciones de la solución patrón que permitieron obtener la relación DQO/peso de NaAc. Conforme al rango de lectura de la curva de calibración de la DQO usada y a la relación propuesta por Ziglio et al. (2001) 665 mg.NaAc= 500 mg.DQO, se prepararon concentraciones entre 45 mg.L⁻¹ y 1100 mg.L⁻¹ correspondientes a concentraciones aproximadas de DQO entre 20 mg.L⁻¹ y 1300 mg.L⁻¹. La cantidad de cada solución se mediante la Ecuación 5-1.

Ecuación 5-1

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

Donde:

V₁: Concentración de la solución madre (g-DQO.L⁻¹)

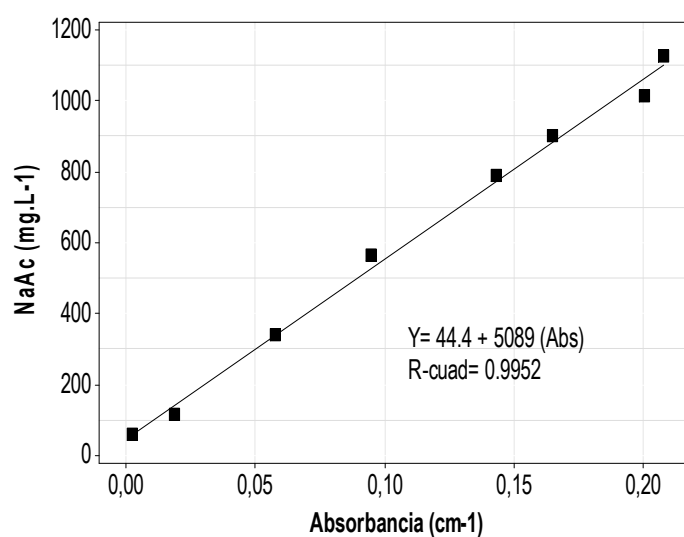
C₁: Volumen de la solución madre a tomar para la solución de la curva de calibración (mL)

V₂: Volumen de solución a preparar (L)

C₂: Concentración de la DQO teórica a obtener para realizar las soluciones de la curva de calibración (mg.L⁻¹)

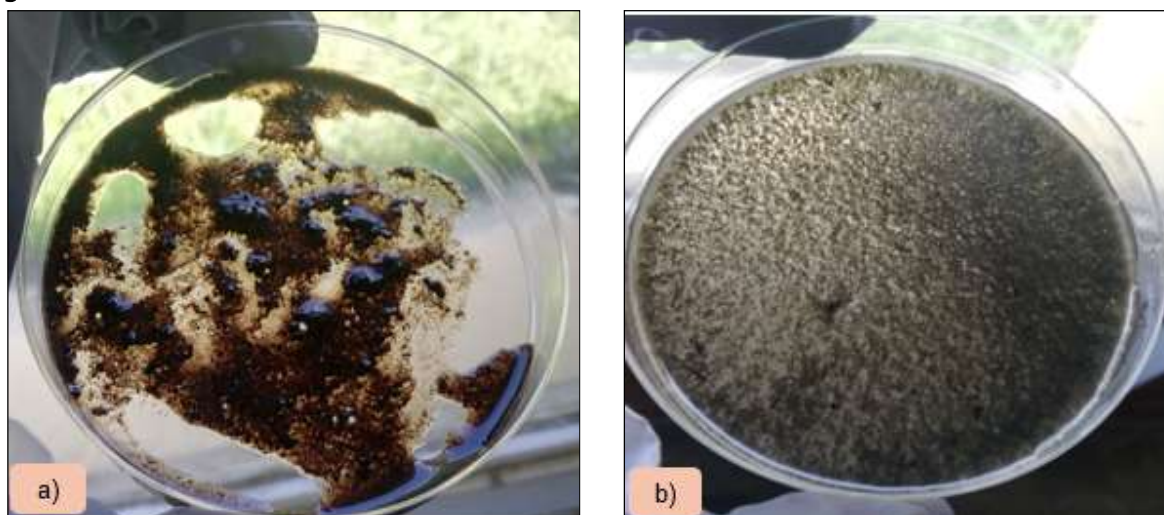
Tabla 5-1 Curva de calibración DQO_{Teórica} del NaAc

V₁ Sol.KHP (μL)	C₂DQO_{Teórica} (mg.L⁻¹)	ABS.1 (cm⁻¹)	ABS.2 (cm⁻¹)	ABS (Xmed)
100	56	0.009	0.008	0.009
200	112	0.025	0.033	0.029
600	336	0.083	0.075	0.079
1000	560	0.119	0.119	0.119
1400	784	0.173	0.173	0.173
1600	896	0.191	0.209	0.200
1800	1008	0.220	0.219	0.220
2000	1120	0.241	0.253	0.247

Figura 5-4 Curva de calibración NaAc_{Teórica} vs absorbancia

5.3.5 Inóculos y adaptación

En la siguiente investigación se usaron dos tipos de lodos como inoculadores. Un lodo granular anaerobio proveniente de un reactor UASB que trata agua residual de una planta de procesamiento de carnes del municipio de Candelaria, Valle del Cauca y un lodo aerobio floculento tomado del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de agua residual doméstica (PTARD) el Caney, ubicada en la ciudad de Santiago de Cali (ver Figura 5-5).

Figura 5-5 Inóculos de la Fase I

Nota: (a) Lodo granular reactor UASB (b) Lodo aerobio PTAR.

La iniciativa de usar inóculos de diferente origen (AER, ANA) y su mezcla (MEZ) se basó en las actuales limitantes relacionadas con: i) la ausencia y consecución de inóculos aplicables a la GA, ii) obtener una

rápida formación de gránulos aerobios para minimizar el periodo de arranque de los reactores, iii) la obtención de gránulos con características favorables de sedimentabilidad y morfología que permitan una mayor retención de biomasa.

Al ser poco exploradas las condiciones del cultivo de los gránulos aerobios, se implementaron metodologías tradicionales para determinar la calidad y composición de los lodos. Dentro de los factores importantes que determinaron la calidad del lodo se incluyeron características macroscópicas, capacidad de sedimentación y propiedades de superficie referenciados en los estándar métodos (APHA, 2012).

Pretratamiento de los lodos

El inóculo se sometió a un proceso de selección, de forma que, se escogiera la fracción con mejores propiedades de sedimentación y se preservará la mayor cantidad de biomasa en el reactor. Para esto, se colocó en conos Imhoff, 500 mL de la muestra de lodo (anaerobio, aerobio y mezcla 50:50) y se completó a 1 L con el sustrato de alimentación inicial (SA) para cada tipo de lodo, 1000 mg-DQO.L⁻¹ para aerobio y 250 mg-DQO.L⁻¹ para anaerobio, como se observa en la Figura 5-6. Luego, con una varilla agitadora se mezcló suavemente el lodo y el sustrato, y se dejó sedimentar por 15 minutos. Terminado este tiempo, el 40% del sobrenadante fue extraído (400 mL) y cambiado por nuevo SA. El lavado se realizó para cada muestra entre 7 y 10 veces hasta observar un agua clarificada y lograr la cantidad suficiente de lodo para inocular los reactores.

Figura 5-6 Pre tratamiento de lodos en conos Imhoff de 1L

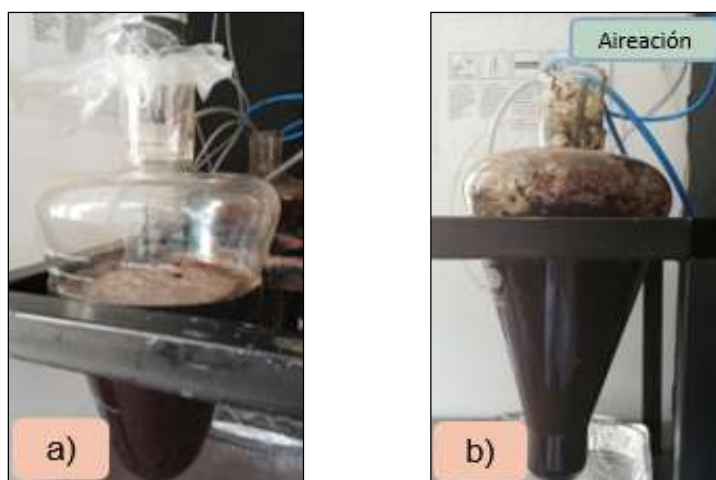


Adaptación del inóculo

Antes de la inoculación de los reactores, los lodos tuvieron un previo procedimiento de adaptación con el propósito de que los microorganismos asimilarn el SA y de preservar la mayor diversidad microbiana; por consiguiente, el volumen resultante del inóculo pretratado se sometió a un proceso de adaptación. Esta estrategia consistió en colocar cada uno de los inóculos que se iban a evaluar en contacto con el sustrato de alimentación hasta llevarlo a la concentración de operación. A continuación, se describe el proceso realizado para el inóculo aerobio y anaerobio:

- I. Luego de extraer el último lavado del pretratamiento, en un recipiente de forma cónica se colocó 600 mL del inóculo seleccionado y se completó con 400mL del sustrato de alimentación (SA). En el caso del inóculo aerobio la concentración del SA estuvo alrededor de los 1000 mg-DQO.L⁻¹ y para el inóculo anaerobio inicialmente en 250 mg-DQO.L⁻¹. En ambos casos se mezcló suavemente con varilla agitadora y se dejó sedimentar por 15 min.
- II. Después de este tiempo se tomó una muestra del sobrenadante y se le realizó medición de la DQO filtrada. Esto con el fin de conocer la asimilación del nuevo sustrato en la biomasa.
- III. Al finalizar el muestreo de DQO, el inóculo aerobio se mantuvo en condiciones aireadas, mientras que para el anaerobio se le garantizó hermeticidad (ver Figura 5-7).

Figura 5-7 Adaptación de inóculos en conos Imhoff de 1L



Nota: (a) Lodo granular reactor UASB (b) Lodo aerobio PTAR.

- IV. A las 24h se realizó nuevamente el muestreo de la DQO filtrada y se llevó un seguimiento de la adaptación. Si la reducción de la DQO superaba entre el 40%, se aumentaba progresivamente el 25% de la concentración del SA hasta lograr el 100% del sustrato de operación.

Inóculo Aerobio

El lodo AER obtuvo respuesta de adaptación en 2 días del 100% da la concentración del SA. En la Tabla 5-2 se presentan la proporción del sustrato y la reducción de la DQO total y filtrada del experimento.

Tabla 5-2 Adaptación del inóculo aerobio al SA

Día	Relación Concentración SA (%)	DQO Total (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)
1	100	1180	50	1013	54
2		555		462	

Finalizada la adaptación se determinaron las características fisicoquímicas presentadas en la Tabla 5-3 del inóculo resultante, con el propósito de establecer la distribución de volúmenes iniciales para el arranque

del reactor. Se usó la relación A/M sugerida en el protocolo PGA del Capítulo 3 Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo – PGA.

Tabla 5–3 Características del inóculo aerobio adaptado

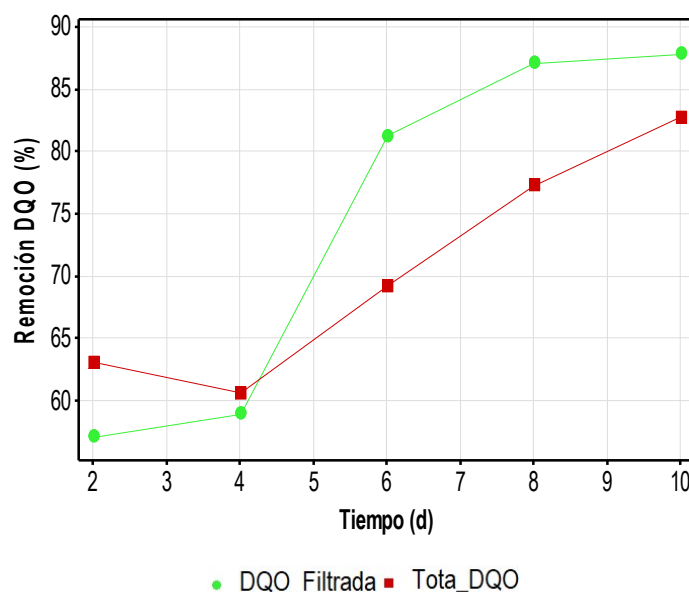
Parámetro	Unidad	Valor
pH		7.5
SST	mg.L ⁻¹	11600
SSV	mg.L ⁻¹	9650
A/M		0.64
Volumen. Sustrato	mL	3710
Volumen. Inóculo	mL	1190

Inóculo Anaerobio

El lodo ANA se mantuvo en adaptación por 10 días. Durante este periodo la concentración del SA fue incrementada de a 25% luego de cumplir con más del 40% de reducción de la materia orgánica. En la Tabla 5-4 y Figura 5-8 se presentan los cambios realizados a la concentración del sustrato y la reducción de la DQO total y filtrada del experimento.

Tabla 5–4 Adaptación del inóculo anaerobio al SA

Día	Relación Concentración SA (%)	DQO Total (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)
1		1444		390	
2	25	535	63	167	57
3		1042		368	
4	50	411	61	151	59
5		931		353	
6	75	287	69	66	81
7		770		384	
8	100	176	77	50	87
9		943		796	
10	100	163	83	97	88

Figura 5–8 Comportamiento de la adaptación– Inóculo Anaerobio

En la Tabla 5-5 se indican características fisicoquímicas encontradas del inóculo resultante de la adaptación, así como la distribución de volúmenes iniciales para el arranque del reactor. Se usó la relación A/M sugerida en el protocolo PGA del Capítulo 3 Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo – PGA.

Tabla 5–5 Características del inóculo anaerobio adaptado

Parámetro	Unidad	Valor
pH		7.33
SST	mg.L ⁻¹	7618
SSV	mg.L ⁻¹	7036
A/M		0.64
Volumen. Sustrato	mL	3268
Volumen. Inóculo	mL	1632

Inóculo Aerobio – Anaerobio (50:50)

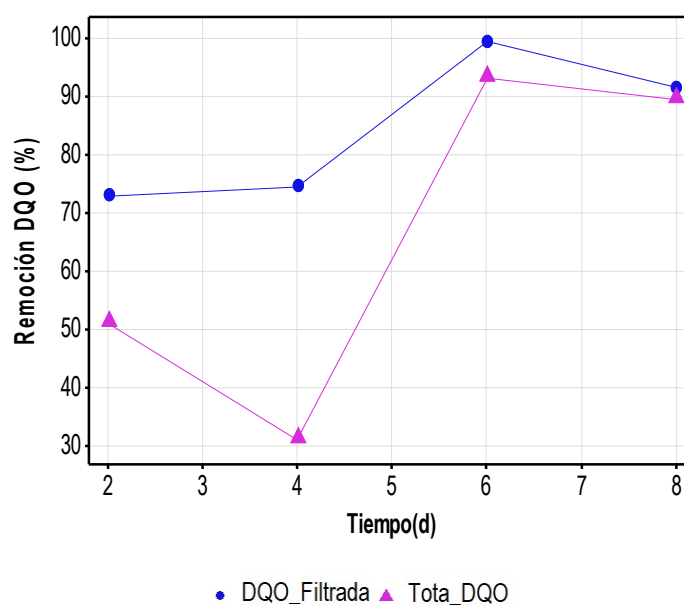
La MEZ (50:50) tuvo adaptaciones individuales. El lodo AER consiguió la asimilación del sustrato en solo 2 días, mientras que, el lodo ANA en 8 días. Como se mencionó anteriormente, el inóculo AER se alimentó desde el principio con el 100% de la concentración final. Por otro lado, el lodo ANA siguió la metodología progresiva (aumento de a 25%) sobre la concentración. En la Tabla 5-6 se observa la adaptación de la biomasa aerobia con el SA y en la Tabla 5-7 se presentan los cambios realizados a la concentración del sustrato y la reducción de la DQO total y filtrada sobre la biomasa anaerobia.

Tabla 5-6 Adaptación del inóculo aerobio al SA para la mezcla (Aerobio-Anaerobio)

Día	Relación Concentración SA (%)	DQO Total (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)
1	100	1042	96	869	85
2		84		166	

Tabla 5-7 Adaptación del inóculo anaerobio al SA para la mezcla (Aerobio-Anaerobio)

Día	Relación Concentración SA (%)	DQO Total (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)
1	25	1531	51	578	73
2		751		157	
3		541		374	
4	50	374	31	95	74
5		850		417	
6	75	58	93	3	99
7		968		392	
8	100	101	90	33	91

Figura 5-9 Comportamiento de la adaptación- Inóculo Anaerobio para mezcla (Aerobio-Anaerobio)

En la Tabla 5-8 y Tabla 5-9 se indican características fisicoquímicas encontradas del inóculo aerobio y anaerobio resultante de la adaptación, así como la distribución de volúmenes iniciales para el arranque del

reactor. Se usó la relación A/M sugerida en el protocolo PGA del Capítulo 3 Desarrollo de un protocolo para evaluar el potencial de granulación aerobia de un inóculo – PGA.

Tabla 5–8 Características del inóculo aerobio adaptado para mezcla (Aerobio–Anaerobio)

Parámetro	Unidad	Valor
pH		7.56
SST	mg.L ⁻¹	4568
SSV	mg.L ⁻¹	3890
A/M		0.64
Volumen. Sustrato	mL	2704
Volumen. Inóculo	mL	1476

Tabla 5–9 Características del inóculo anaerobio adaptado para mezcla (Aerobio–Anaerobio)

Parámetro	Unidad	Valor
pH		7.43
SST	mg.L ⁻¹	8692
SSV	mg.L ⁻¹	7969
A/M		0.64
Volumen. Inóculo	mL	721

Nota: El volumen del sustrato corresponde al mencionado en la Tabla 5-8

5.3.6 Ciclo operacional

En esta Fase I se implementó un ciclo operacional de 4 h para un total de 6 ciclos al día, tal como se describe en el numeral 4.4.1Ciclo operacional. La operación de los reactores AER y ANA se realizó por un periodo de 48 días, a diferencia del reactor MEZ, el cual operó durante 82 días.

Los AER y ANA fueron sometidos durante la operación a cambios en el tiempo de sedimentación (15, 10, 5 y 2 min) según lo observado en el desempeño de la biomasa. En el caso del reactor MEZ se modificaron algunos valores del tiempo de sedimentación (15, 10 y 3 min) y en el flujo de aire (3.0, 3.50 y 5.20 L.min⁻¹) decisión basada en la experiencia obtenida anteriormente por los otros 2 reactores. En la Tabla 5-10 se presentan los ciclos, duración en días y cambios en las variables de operación TS y FA.

Tabla 5–10 Ciclo y cambios operacionales en la Fase I

Reactores AER y ANA			Reactor MEZ		
Días	48		82		
Ciclos Totales	283		492		
Cambios en operación					
TS	Día	Nº Ciclo	TS	Día	Nº Ciclo
15			15		
10	13	76			
5	21	123	10	12	71

2	27	159	3	38	226
FA			FA	Día	N° Ciclo
3			3		
			3.5	26	154
			5.2	48	286

Nota: TS = Tiempo de Sedimentación (min); FA= Flujo de aire (L.min⁻¹)

5.3.7 Control y seguimiento

Durante el estudio algunas variables operacionales fueron fijadas con valores sustentados en la revisión de literatura por su frecuencia de uso y favorabilidad en la formación de los gránulos (ver Tabla A 1). A la vez, se realizó el seguimiento a las variables de comportamiento que permitió evaluar el potencial del inóculo conforme con lo recomendado por Hulshoff (1989). Para esto, se realizaron 3 tipos de seguimiento que abordaron el desarrollo de la granulación y la capacidad del tratamiento: 1) características fisicoquímicas del afluente y efluente; 2) características fisicoquímicas del lodo y 3) características microbiológicas del lodo.

En esta primera fase (Fase I), el control y seguimiento se enfocó en determinar la apariencia y la capacidad de granulación del inóculo. Se recolectaron muestras de los 3 reactores y se analizaron características como tamaño, forma, velocidad de sedimentación, coeficiente de integridad, SST, SSV e IVL tres veces por semana para cada reactor. Adicional, se realizó la toma de muestras en el afluente y efluente como medida de seguimiento a la reducción de la DQO también 3 veces por semana como se indica en la Tabla 5-11.

Tabla 5-11 Variables de control y seguimiento en la Fase I.

Variables de control y medición	Análisis	Metodología	Tipo Variable		Frecuencia por semana
			Control	Medición	
Control Operacional	pH	Standard Methods (APHA, 2012)	x		3
	Temperatura		x		3
	Oxígeno Disuelto		x		3
Granulación	SST	Standard Methods (APHA, 2012)		x	3
	SSV			x	3
	IVL			x	3
Morfología	Diámetro	Laguna et al. (1999)		x	3
	Densidad de biomasa	Van Loosdrecht et al. (2016)	x		1
	Coeficiente de integridad	Nor-Anuar et al. (2012)		x	3
Sedimentación	Velocidad de sedimentación	Su y Yu (2005) y Song et al. (2010)		x	3

Eficiencia	DQO	Standard Methods (APHA, 2012)	x	3
------------	-----	----------------------------------	---	---

5.3.8 Técnicas analíticas

En el Capítulo 2 Técnicas experimentales se relaciona el manual de protocolos elaborado específicamente para el desarrollo de esta investigación. En efecto, es una herramienta útil y de aplicabilidad general para estudios semejantes o a fin con la GA. A continuación, se hace una descripción breve de los métodos adoptados para el análisis de cada parámetro en la Fase I.

Temperatura, pH and OD

La temperatura del licor mixto se midió usando un termómetro Celsius estándar lleno de mercurio. La medición del pH y OD del contenido del reactor se realizó con un multiparámetro portátil (Hach HQ30D).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se cuantificaron mediante métodos gravimétricos (Sección 2540 D y 2540 E respectivamente). Para la determinación de SS se utilizó un disco filtrante de fibra de vidrio.

En la medición de los SST se tomaron muestras del reactor en la etapa de aireación del ciclo de operación. Estos se determinaron de acuerdo con (APHA, 2012) en un horno a una temperatura entre los 100 y 105 °C. Los sólidos suspendidos fueron incinerados en una mufla a 550 °C.

Índice volumétrico de lodos

El índice volumétrico de lodos se determinó como lo planteado por (Mohlman, 1934). Es el volumen en mL ocupado por 1 g de lodo después de 30 minutos de sedimentación en un cilindro de 1 L. La determinación de SVI₃₀ se realizó según lo especificado en los Métodos estándar (Sección 2710 D). El SVI₃₀ se estimó a partir del volumen sedimentado después de 30 minutos y la concentración de SST.

Granulometría-Diámetro

El tamaño de la biomasa granular se determinó mediante tamices con diferentes medidas de malla, lo que permitió cubrir el rango de tamaño de gránulo más común. El cribado se realizó con tamices de aberturas de malla (N°60, 35, 20, 10), un horno y una centrifuga o dispositivo de filtración (Laguna et al., 1999). De otro lado, para obtener un seguimiento visual de la evolución de los inóculos, se capturó imágenes 3 veces por semana con el microscopio binocular (Optika, B-292PLI).

Densidad de Gránulos

La densidad específica se determinó a través de los Métodos experimentales en el tratamiento de agua residual de la IWA (van Loosdrecht et al., 2016).

Coefficiente de Integridad

El coeficiente de estabilidad o integridad (CI) cuantificó la resistencia de los gránulos aerobios y los clasificó en tres niveles de fuerza: muy fuerte, fuerte y no fuerte. Para su análisis se adoptó la metodología reportada por Nor-Anuar et al. (2012).

Demanda química de oxígeno

La DQO es un parámetro que mide la materia orgánica total de una muestra de agua residual. La determinación se realizó utilizando el método descrito en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Se analizaron muestras duplicadas para reducir el error de estimación. La DQO se determinó mediante el método de digestión (Sección 5220) y la lectura de la absorbancia se realizó en el espectrofotómetro marca Hanna, modelo HI 801 con una longitud de onda de 620 nm.

De manera general para los análisis, las muestras fueron tomadas en la etapa de aireación del reactor con el fin de garantizar una mezcla homogénea y representativa de todo el volumen del licor mixto.

5.3.9 Análisis estadístico

Con el propósito de examinar el comportamiento de los reactores con inóculo aerobio, anaerobio y una mezcla aerobio-anaerobio 50:50 con relación a los parámetros físico-químicos medidos en la fase I, se hizo uso de herramientas estadísticas descriptivas como: medidas de tendencia central (mediana y promedio), de dispersión (varianza y desviación estándar) y de distribución (bloxpot), para describir la tendencia y variabilidad de los parámetros evaluados por reactor a lo largo del tiempo. Dado que los reactores operaron durante períodos diferentes según el inóculo utilizado, se tomaron en cuenta los días de operación comunes entre los inóculos para cada una de las fases.

El estudio estadístico se centró en la elaboración de gráficos de dispersión y diagramas de cajas en el programa Minitab 17, empleando el cuartil 1 (Q1) para el valor inferior y el cuartil 3 (Q3) para el superior; en este rango se concentra el 50% central de los datos y se localizan las medidas de tendencia mediana y media, dando un carácter muy representativo a este intervalo (Solano y Álvarez, 2015). Por otro lado, se hizo un análisis de la distribución de probabilidad de los datos mediante el método *Estadístico de Anderson Darling*, el cual mide qué tan bien siguen los datos una distribución específica para un conjunto de datos y distribución en particular (Minitab, 2017).

5.4 Resultados y análisis

La granulación aerobia representa una estrategia innovadora de inmovilización celular, es una biotecnología ambiental desarrollada con el propósito de generar un tratamiento de alta eficiencia en el agua residual.

De momento, se ha informado que la granulación aerobia se ve afectada por una serie de parámetros operativos, por esa razón, diferentes estudios se han enfocado en averiguar los parámetros que influyen en la formación de gránulos aerobios, en particular, los referentes a la naturaleza del sustrato, configuración del reactor, carga orgánica, ciclos de operación, tiempos de sedimentación, relación de intercambio volumétrico, concentración de oxígeno disuelto, pH, temperatura (Othman et al., 2013, Gao et al., 2011, Hailei et al., 2006, Liu, et al., 2005). Por lo que, se evidencia que es un proceso gradual desde el cultivo del inóculo hasta la conformación del agregado compacto, y posteriormente hasta la maduración del lodo granular (Tay et al., 2001); de tal forma, un número de condiciones a partir del inóculo deben ser cumplidas para obtener la formación de gránulos.

Cuando diferentes parámetros influyen en un proceso, es necesario priorizar su importancia. La clasificación o calificación de los factores que influyen en una tecnología pueden ser útil para el rendimiento

óptimo del reactor y el escalonamiento del prototipo (reactor piloto, planta piloto, planta de tratamiento entre otros).

Para este estudio se seleccionaron 2 inóculos (AER, ANA) y su mezcla (MEZ) que pueden influir en el proceso. La metodología de los estudios y el análisis experimental se explicó en el Capítulo 2 Técnicas experimentales. La importancia de este parámetro y los resultados de la Fase I se informan y analizan en este capítulo.

La experimentación se inició con el periodo de adaptación para los inóculos AER y ANA al SA. En la Tabla 5-2 (Adaptación inóculo AER) y Tabla 5-6 (Adaptación inóculo aerobio para MEZ) se observan los resultados de los rendimientos en la remoción de la DQO tras la puesta en marcha de los procesos, los cuales para ambos casos obtuvieron valores mayores al 54% en tan solo 2 días.

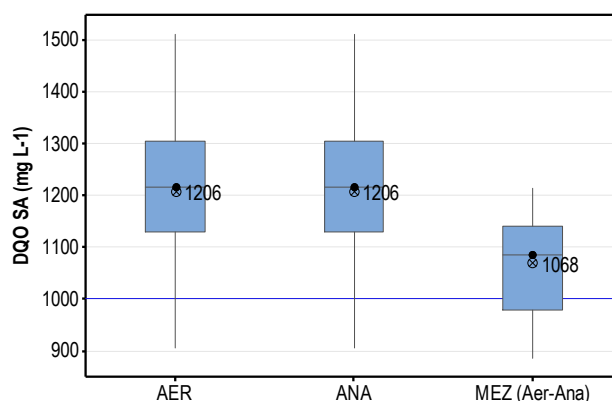
Las adaptaciones de los inóculos anaerobios tomaron mínimo de 8 días para lograr la concentración final requerida del estudio (1000 mg.L^{-1}), aun así, los rendimientos de remoción de la DQO fueron elevados (>50%) desde el principio de la alimentación del SA con la concentración al 25% del sustrato final.

5.4.1 Comportamiento del sustrato de acetato (NaAc)

A medida que se adopta la tecnología de LGA en el tratamiento de ARD e industrial, también lo hace la necesidad de obtener un mayor conocimiento sobre el efecto de diferentes compuestos de carbono en el proceso de granulación (Pronk et al., 2015).

De la misma manera que, Oh.(2003) sugirieron que la microestructura y la diversidad de las especies de los gránulos aerobios están influenciadas por el tipo de fuente de carbón; Chen y Lun. (1993) y Wu. (1991) lo infirieron para las características del sustrato en la formación y estructura de los gránulos anaerobios. Por esta razón y afín con estudios elaborados en biogranulación por Beun et al. (1999), Tay et al. (2002) y Winkler (2012), en los que se concluye que los gránulos aerobios alimentados con glucosa han presentado estructura filamentosa y menos compactas en comparación con los gránulos aerobios alimentados con acetato, esta investigación se inclinó por el uso de un sustrato de fácil biodegradación como el acetato de sodio. En la Figura 5-10 se muestra el comportamiento resultante de la concentración en términos de DQO del SA elegido como fuente de carbono en la operación de los 3 reactores en la Fase I.

Figura 5–10 Comportamiento del afluente en términos de la DQO del SA para los inóculos



La concentración del SA se determinó teóricamente en 1000 mg-DQO.L⁻¹, pero a pesar de que los sustratos sintéticos como el acetato de sodio suelen tener composiciones simples, definidas y constantes, finalmente se estableció en valores promedio de 1206 mg-DQO.L⁻¹ para los reactores AER y ANA y de 1065 mg-DQO.L⁻¹ para el reactor MEZ. Esta diferencia puede estar atribuida a los volúmenes de sustrato preparado, el grado de mecanización del proceso por el operador o cambios en la relación propuesta por (Ziglio et al., 2001) (665 mg.NaAc = 500 mg.DQO). No obstante, el conjunto de datos presentados para los 3 reactores mantuvo un comportamiento normal y simétrico ($P > 0.05$) con una confiabilidad del 95% sin generar un efecto importante en la variación de la composición del sustrato sobre las variables de respuesta y el desempeño del reactor.

Con las concentraciones obtenidas la COV fue de 3.62 y 3.20 kg-DQO (m³.d)⁻¹ para el reactor AER y ANA, y MEZ, respectivamente. Aunque se ha mencionado que la COV no juega un papel importante en el desarrollo del LGA, sí tiene un impacto significativo en la composición y el contenido de SPE, la diversidad microbiana, el tiempo de formación y la efectividad de la eliminación de contaminantes (Liu et al., 2023a). Así que, en referencia a las investigaciones realizadas por Tang et al.(2022), las cargas orgánicas mayores a 3.60.kg-DQO(m³.d)⁻¹ aceleran la formación del lodo granular y en condiciones de COV bajas de 1 y 2 kg-DQO.(m³.d)⁻¹, no se descubrieron gránulos aerobios. En COV altas de 8 kg-DQO(m³.d)⁻¹ los gránulos se desestabilizaron y se desintegraron en dos semanas (Tay et al., 2004). Por lo que una COV moderada es necesaria para la síntesis de gránulos aerobios estables.

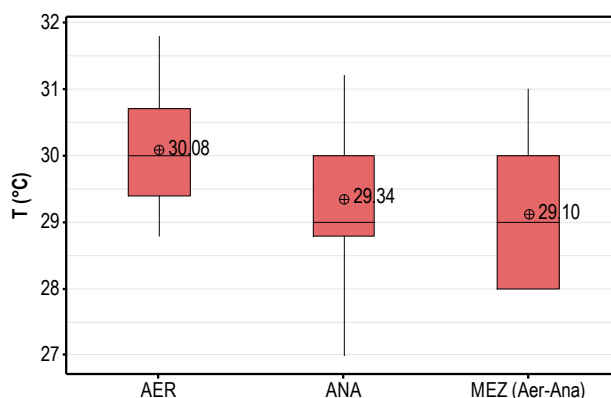
5.4.2 Comportamiento de la temperatura

En la Figura 5-11 se presenta la variación de la temperatura ambiente. Estadísticamente fueron observadas diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el valor promedio de cada operación de los 3 reactores, posiblemente a que las unidades experimentales evaluadas iniciaron su operación en distinta época del año, AER y ANA paralelamente (marzo-abril) y MEZ posteriormente (junio-agosto). De tal forma, fueron expuestas a una variación de la temperatura ambiente, un factor no controlado.

En general, la temperatura se encontró entre 28.6 y 30.5 °C en un intervalo de confianza del 95%, un valor dentro de los límites reportados en la literatura por Song et al. (2009), los cuales mostraron que una temperatura de 30°C fue óptima para el cultivo de gránulos maduros con estructura más compacta, mejor capacidad de sedimentación y mayor bioactividad; así como, una remoción de la DQO del 97%. Por lo tanto, la temperatura tiene un efecto considerable sobre la degradación de la materia orgánica y sobre el

crecimiento y supervivencia de los microorganismos (Kayranli y Ugurlu, 2011). La estabilidad del gránulo también puede disminuir a bajas temperaturas (4°C) (Tay et al., 2002).

Figura 5-11 Comportamiento de la Temperatura (°C) del SA pata los inóculos



5.4.3 Comportamiento de los sólidos suspendidos (SST y SSV)

Una vez adaptada la biomasa, se prosiguió a realizar el llenado de los 3 reactores con los volúmenes de inóculo (AER, ANA, MEZ) y sustrato (NaAc) indicados en la Tabla 5-3, Tabla 5-5, Tabla 5-8 y Tabla 5-9.

SST y SSV fueron medidos con muestras tomadas de la séptima válvula (V7) del reactor de columna. Las muestras se tomaron y analizaron por duplicado para minimizar el error. El IVL₅ y IVL₃₀ del contenido del reactor también fue determinado tomando 1000 mL de muestra y observando el volumen sedimentado después de 5 y 30 minutos. La muestra se volvió a verter en el reactor después de la determinación del IVL.

En la etapa inicial las nuevas condiciones operacionales a las que fueron sometidos los inóculos AER y ANA produjeron una transformación y eliminación de una gran parte de la biomasa, por lo que durante los primeros 5 días se evidenció una importante disminución de la concentración de los SST y SSV. El rango de variación se dio entre 2453 y 1960 mg.L⁻¹ (AER) y 3633 y 3360 mg.L⁻¹ (ANA) a 693 y 567 mg.L⁻¹ (AER) y 1400 y 1300 mg.L⁻¹ (ANA). Esta condición también repercutió en los porcentajes de remoción encontrados en la primera etapa de la operación (TS= 15min), ratificando que la capacidad de tratamiento en términos de materia orgánica tiene una importante relación con la concentración de biomasa presente en el reactor. Para este periodo, AER presentó los valores de eficiencia más bajos de la operación, en promedio 56%, un comportamiento que fue semejante en el reactor ANA, ya que en el periodo de arranque se presentaron oscilaciones y valores promedios de remoción de la DQO de 33%. Condiciones similares fueron mencionadas por (Othman et al., 2013b) en los primeros días del experimento, al desarrollar lodos granulares con lodos activados del tratamiento de agua residual municipal y de ganaderías. Una gran cantidad del inóculo se lavó del reactor debido a las malas propiedades de sedimentación, por lo tanto, los SST se redujeron de 3900 a 1900 mg.L⁻¹.

Caso diferente en el arranque de operación de MEZ, en donde los valores de concentración se mantuvieron para SST y SSV entre 2000 y 2700 mg.L⁻¹. En la Figura 5-12 se presenta el comportamiento de los sólidos suspendidos totales y volátiles del licor mezclado para los 3 inóculos.

Posterior a los 12 días del arranque de AER y ANA, pequeños filamentos alargados y blanquecinos empezaron a aparecer en ambos reactores, también se observó desintegración de los gránulos anaerobio; por lo que se toma la decisión de modificar el tiempo de sedimentación de 15 min a 10 min.

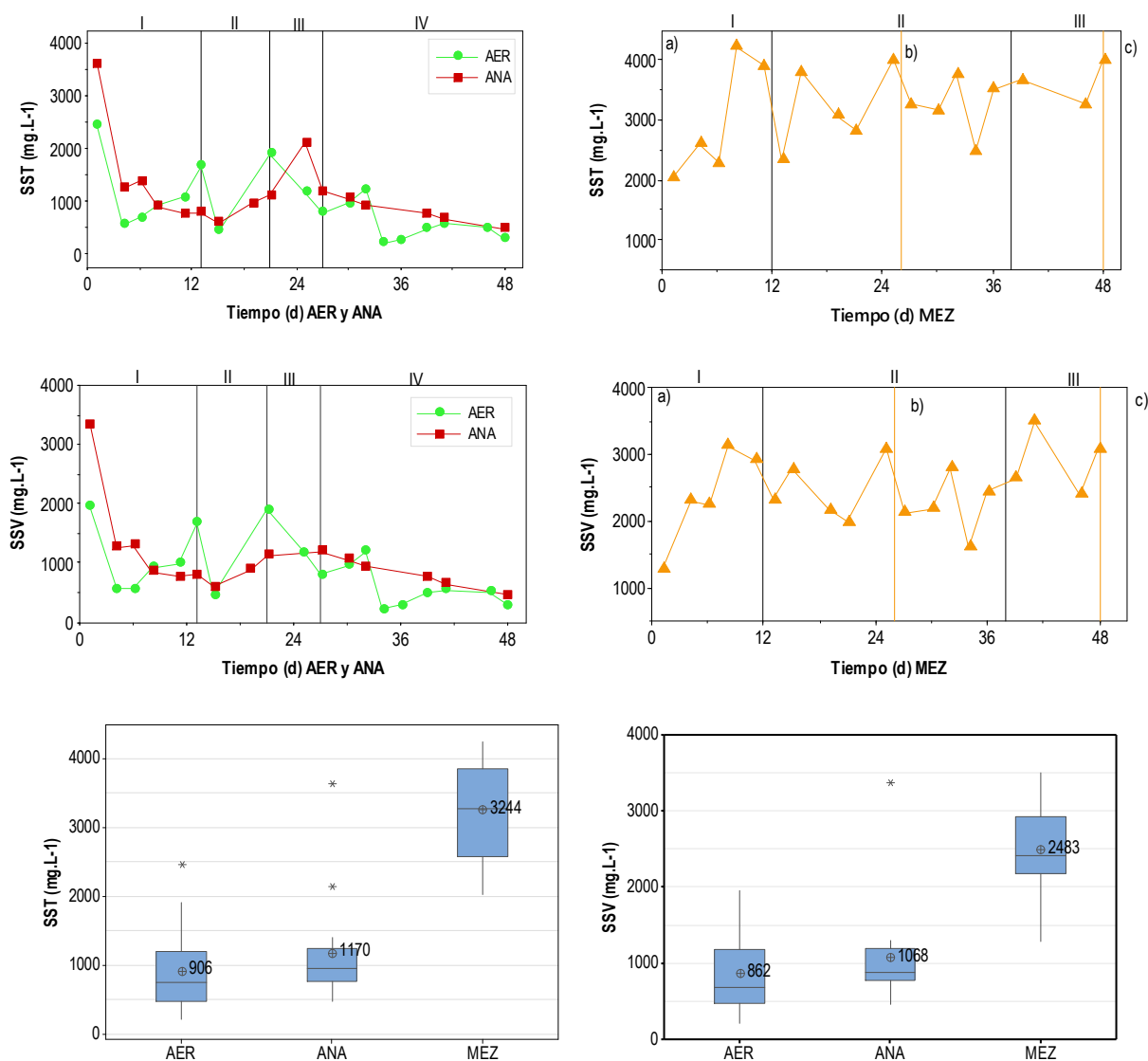
Al realizar el cambio en el TS, las microestructuras filamentosas alargadas en el reactor AER empezaron a entrelazarse y en el ANA a adherirse a los fragmentos de los antiguos gránulos anaerobios de mayor tamaño. De igual forma, los SST y SSV empiezan a disminuir la variabilidad de las concentraciones en los TS de 10 y 5 min para AER y ANA; sin embargo, con TS=2 min se disminuye la concentración hasta el día 48.

MEZ manifiesta un comportamiento más regular y con mayores concentraciones de SST y SSV en comparación a los otros dos inóculos. Se obtuvo un valor de SST máximo y mínimo de 4240 y 2030 mg.L⁻¹ respectivamente, y un promedio de 3244 ± 686 mg.L⁻¹. En SSV se obtuvo un valor máximo y mínimo de 3500 y 1290 mg.L⁻¹ respectivamente, y un promedio de 2483 ± 551 mg.L⁻¹. Se debe mencionar que al tener en cuenta el comportamiento del TS de 5 y 2 min en AER y ANA, se decidió para MEZ mantener el TS de 10 min por mas días y modificar el ultimo TS por 3 min; así mismo, a partir del día 26 aumentar la velocidad de aireación a 3.5 L.min⁻¹.

AER alcanzó valores máximo, mínimo y promedio en SST de 2453, 222 y 905 ± 609 mg.L⁻¹, y ANA de 3633, 481 y 1170 ± 766 mg.L⁻¹. En SSV de AER se obtuvo un valor máximo y mínimo de 1966 y 222 mg.L⁻¹ respectivamente, y un promedio de 861 ± 544 mg.L⁻¹. Para SSV de ANA los valores máximo y mínimo fueron 3360 y 462 mg.L⁻¹, y un promedio de 1067 ± 680 mg.L⁻¹.

En general, la proporción inicial SSV/SST de los 3 inóculos (AER, ANA y MEZ) que se relaciona con material orgánico fue de aproximadamente 0.80, 0.92 y 0.63. Se puede identificar que la mayor parte de los sólidos que se conservaron en el reactor fueron de naturaleza orgánica y a pesar de que no se logró obtener los valores de SST y SSV del arranque, en la relación promedio SSV/SST predominó la fracción orgánica volátil incluso hasta obtener valores máximo de unidad; mientras que, MEZ al presentar un comportamiento de la biomasa más estable y preservador frente al arranque, mantuvo la fracción orgánica e inorgánica durante la operación con mayor predominancia en promedio de los SSV (63%), situación que pudo afectar de forma positiva la concentración de los sólidos durante la operación, ya que mejoró la concentración inicial de los SST y SSV.

Figura 5-12 Comportamiento de los SST y SSV en los inóculos AER, ANA y MEZ.



Nota: AER y ANA: TS (min); I) 15, II) 10, III) 5, IV) 2

MEZ: TS (min); I) 15, II) 10, III) 3; FA (L.min⁻¹): a) 3, b) 3.5, c) 5.2

5.4.4 Comportamiento del índice volumétrico de lodos (IVL₅ e IVL₃₀)

Se implementó la prueba IVL como indicador de la sedimentabilidad (Buitrón et al., 2018). Un lodo es considerado con buenas características de sedimentación cuando tiene valores inferiores a los 100 mL.g⁻¹, específicamente para lodos activados, mientras que valores superiores a 150 mL.g⁻¹ pueden anunciar el crecimiento de bacterias filamentosas y una pobre sedimentación (Liu et al., 2020, Buitrón et al., 2018, Ramirez, 2004).

Autores como Carrera et al. (2016) y Buitrón et al. (2018), mencionan que el IVL_5 (determinación de IVL a los 5 minutos de sedimentación) característico para la biomasa granular se encuentra por debajo de los 50 mL.g^{-1} . Autores como Araneda et al. (2020) mencionan que valores de IVL_{30} (determinación de IVL a los 30 minutos de sedimentación) por encima de 60 mL.g^{-1} señalan pobres propiedades de sedimentación para el lodo granular.

En la Figura 5-12 se ilustra el comportamiento del IVL_{30} e IVL_5 para los 3 inóculos a lo largo de los 48 días. En los primeros días del experimento, los reactores AER y ANA presentaron una gran cantidad del lavado del lodo debido a las malas propiedades de sedimentación frente a la presión de selección TS (15 min) y RIV (50%) a la que fueron sometidos.

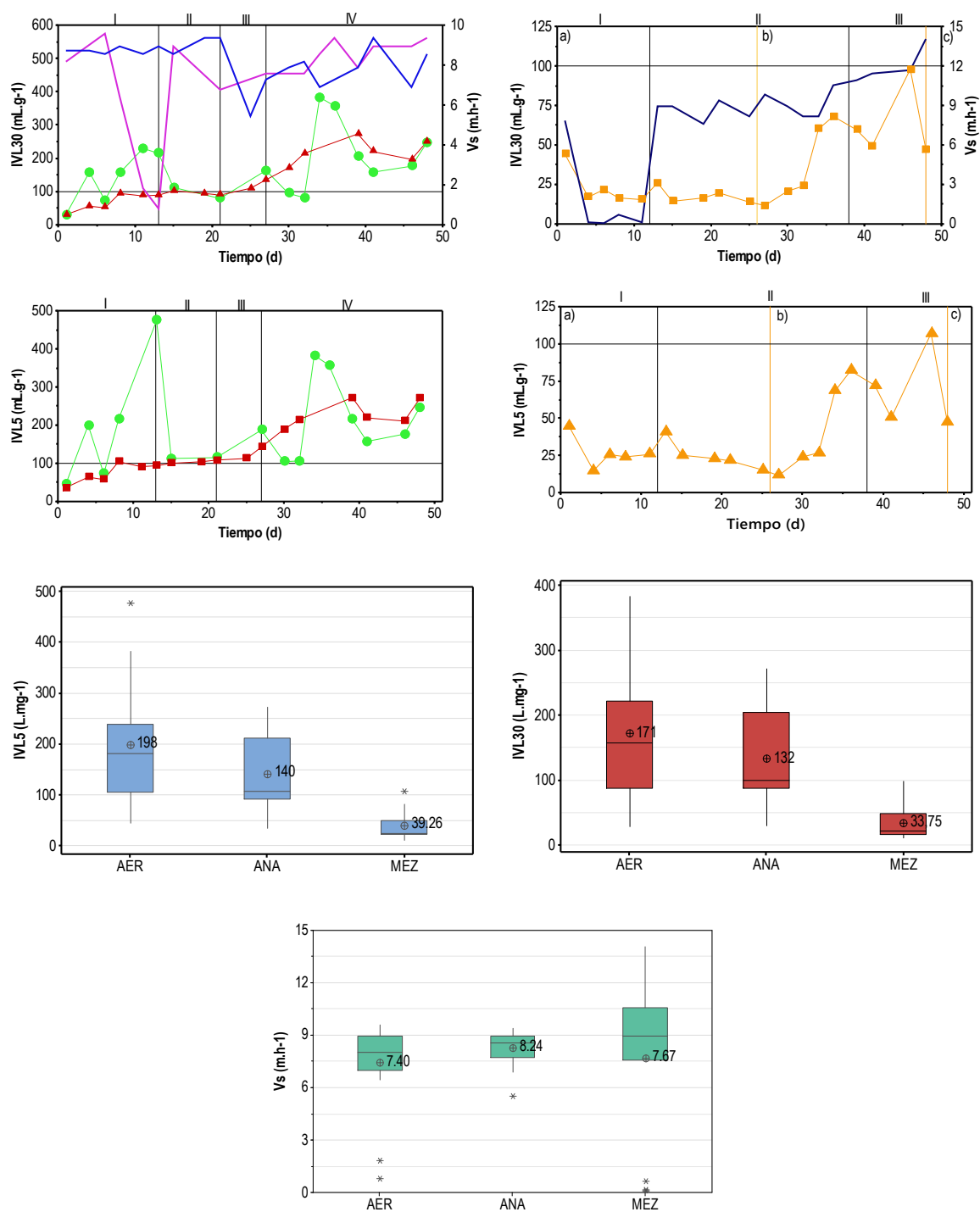
La caracterización de la biomasa AER en términos de IVL_5 e IVL_{30} mostró en la mayor parte del estudio una sedimentabilidad baja y variable con valores mínimos y máximos de IVL_{30} de 28.53 y 383 mL.g^{-1} . El mejor comportamiento estuvo asociado a los TS de 10 y 5 min.

De otro lado, ANA se mantuvo por debajo del valor de referencia de buena sedimentabilidad propuesto (100 mL.g^{-1}) hasta el TS de 10 min. Así mismo, se pudo observar que las condiciones aerobias no fueron beneficiosas para los parámetros de IVL_5 e IVL_{30} puesto que sus valores aumentaron del inicial 34.4 y 29.4 mL.g^{-1} a 271 y 250 mL.g^{-1} al finalizar el estudio.

A diferencia de los otros 2 inóculos, MEZ tuvo un comportamiento más regular y por debajo del rango establecido como referencia. Sin embargo, aunque solo se registró un máximo de IVL_5 de 107 mL.g^{-1} en TS de 3 min, se puede observar que el cambio a 3.5 L.min^{-1} de la velocidad de aireación influyó en el aumento de los IVL.

De esta manera, la media de los IVL_5 para AER, ANA y MEZ se establecieron en 198, 140 y 39.26 mL.g^{-1} . En el caso de IVL_{30} fueron de 171, 132 y 33.75 mL.g^{-1} . En este orden, el IVL obtenido de MEZ indicó las mejores características de sedimentabilidad, además de estar dentro de los valores reportados para reactores de GA, los cuales son más bajo que los de bioflocs convencionales. Tao et al., (2017) señalaron cambios de biomasa floculenta a granular con óptima sedimentabilidad después de disminuir el TS desde 30 a 5 min, 200 a 20 mL.g^{-1} ; Liu et al. (2017) desde 15 a 5 min, 165 a 40 mL.g^{-1} y Li et al. (2009) 235 a 25 mL.g^{-1} con adición de Mg^{2+} .

Figura 5-13 Comportamiento de IVL₅ e IVL₃₀ en los inóculos AER, ANA y MEZ.



Nota: AER y ANA: TS (min); I) 15, II) 10, III) 5, IV) 2

MEZ: TS (min); I) 15, II) 10, III) 3; FA (L.min⁻¹): a) 3, b) 3.5, c) 5.2

5.4.5 Comportamiento de la materia orgánica (DQO)

Diferentes investigadores realizaron experimentos con COV que oscilaron entre 1 y 9 kg-DQO (m³.d)⁻¹, lo que a su vez produjo diferentes eficiencias de eliminación de la DQO (Tao et al., 2017, Kang y Yuan, 2017, Yin et al., 2019, Sun et al., 2023). De esa forma, se seleccionó un valor moderado de COV 3 kg-DQO (m³.d)⁻¹, en términos de DQO 1000 mg.L⁻¹ como valor básico para el presente estudio. Aun así, las concentraciones medias obtenidas para el afluente fueron 1206 y 1068 mg-DQO.L⁻¹ para el reactor AER y ANA, y MEZ, respectivamente.

El afluente y efluente de la DQO fueron monitoreados 3 veces por semana. Durante este periodo la operación de los 3 SBRs se inició con un tiempo de sedimentación de 15 minutos y gradualmente fueron disminuyendo en cada caso.

En la Figura 5-14 se puede observar el rendimiento de la remoción de la DQO a lo largo del ensayo. En el reactor AER se observa un aumento del rendimiento de eliminación de la DQO con los días de operación cuyo máximo se obtuvo el día 36 con un 96% de remoción. En el periodo de inicio de la operación con TS de 15 min se presentaron los valores de eficiencia más bajos (entre 18 y 50%), esto en común con la disminución de los SST y SSV para el mismo TS. A partir del TS de 10 min se encontraron tasas de remoción de la DQO mayores al 84%

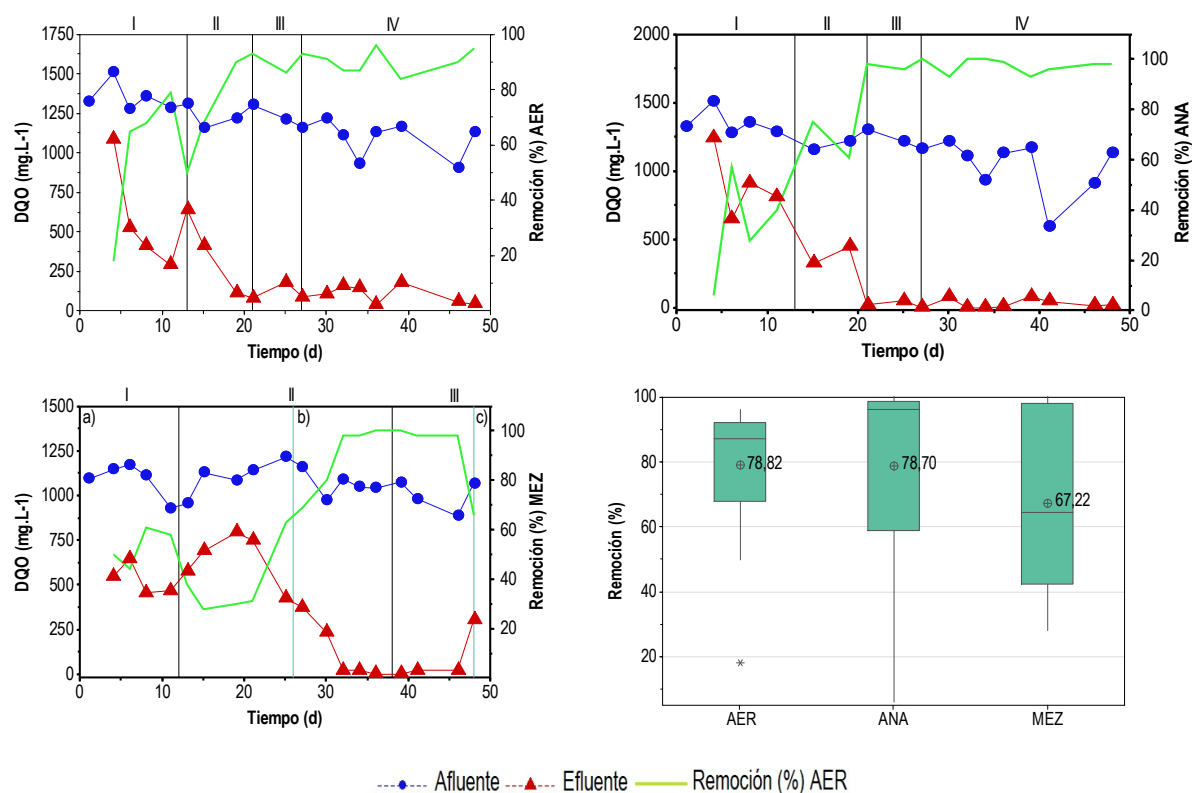
Autores como (Sun et al., 2023), encontraron comportamientos parecidos en la baja tasa de eliminación de la DQO en el arranque de la operación, atribuido a la descomposición y lavado del lodo debido a las fluctuaciones generadas por la nueva condición en el microambiente de los microorganismos que conducen a la disminución de la actividad biológica.

Un comportamiento semejante tuvo el reactor ANA, ya que en el periodo de arranque se presentaron oscilaciones y valores bajos de 6 hasta 57% de remoción de la DQO; no obstante, al disminuir el TS secuencialmente (10, 5 y 2 min) los valores de eficiencia mejoraron notablemente por encima del 93%.

A pesar de que en el reactor MEZ se observaron altas variaciones en la DQO del efluente durante el período de inicio, lo que se reflejó en la eficiencia de eliminación de DQO. Este no obtuvo valores de eliminación altos (mayores al 69%) de la DQO hasta aplicar flujos de aireación superiores a 3.5 L.min⁻¹.

Con todo la anterior, la tasa de remoción de la DQO mostró para los 3 reactores una alta eficiencia luego de haber logrado una estabilización de la biomasa como consecuencia de los cambios en el TS o FA, en consecuencia, el TRH permitió una utilización o remoción total de la materia orgánica biodegradable dejando presente en el efluente solo la materia orgánica no biodegradable. Estudios relacionados con eficiencias mayores al 80% en la GA también se han reportado (Moy et al., 2002, Gao et al., 2011, Kang y Yuan, 2017, Liu et al., 2023b).

Figura 5-14 Comportamiento de la DQO en los inóculos AER, ANA y MEZ.



Nota: AER y ANA: Tiempo de Sedimentación (min); I) 15, II) 10, III) 5, IV) 2

MEZ: TS (min); I) 15, II) 10, III) 3; FA (L.min⁻¹): a) 3.0, b) 3.5, c) 5.2

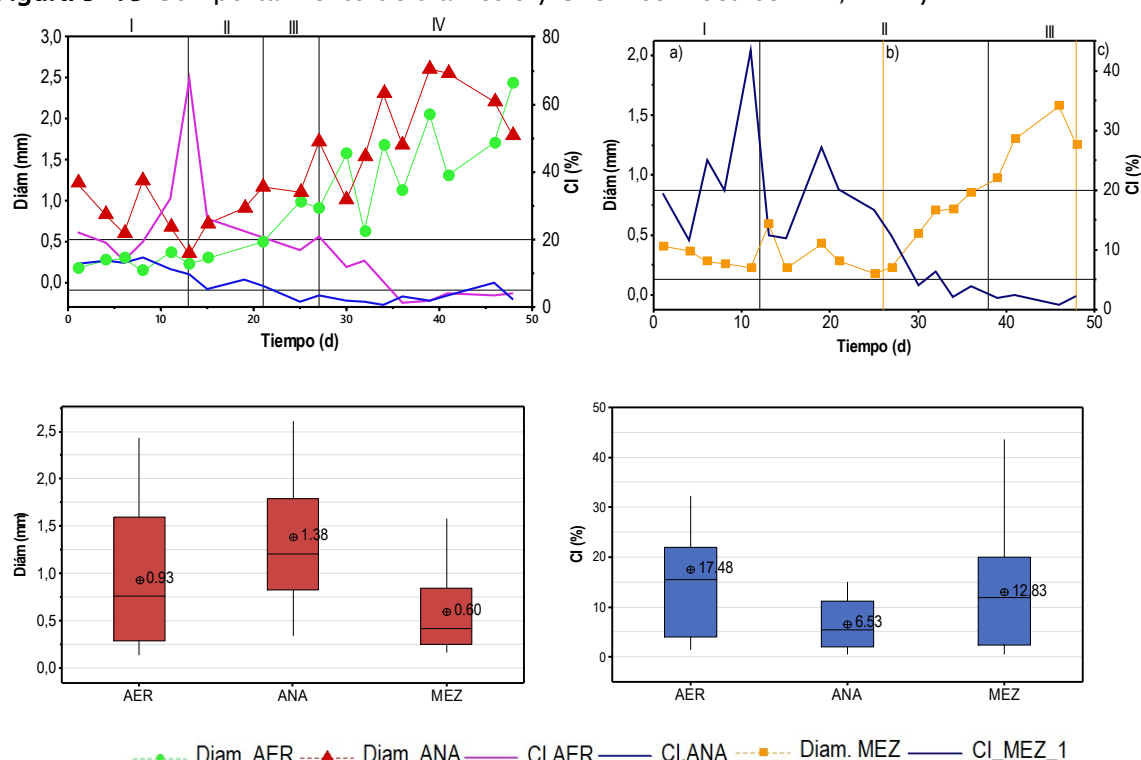
5.4.6 Efecto de los inóculos

Para estudiar el efecto del inóculo sobre la granulación, se introdujeron en reactores tres tipos de lodo AER (lodo activado), ANA (lodo digerido anaerobio) y lodo mixto (lodo digerido anaerobio y lodo activado) en una proporción de masa de 50:50. Los gránulos se cultivaron de forma continua durante 48 días en los tres reactores; AER y ANA paralelamente y MEZ posteriormente. El reactor MEZ presentó ajustes en las variables TS y FA basados en los hallazgos observados dentro de la operación de AER y ANA, y se mantuvo en operación después de finalizar la Fase I. El rendimiento de los reactores con respecto al período operativo en términos de diámetro medio y CI se muestra en la Figura 5-15. La variación y granulación de los lodos se observaron mediante microscopía óptica, la evolución de cada inóculo se muestra en la Figura 5-16. Luego del día 40 se visualizó que algunos gránulos se conformaron por dos secciones; un centro marrón y una capa traslúcida esponjosa que lo cubría, pero permitía diferenciarlo. La capa externa aumentó el espesor con la aplicación de un TS de 2 min, con lo cual los porcentajes de los tamaños de diámetros mayores a 2.0 mm incrementaron hasta por encima del 40% de la biomasa, mientras que, los rangos correspondientes a 0.25–0.50 mm y 0.50–0.84 mm desaparecieron sustancialmente (ver Figura 5-20). El CI presentado correspondió a valores bajos que están relacionados a una buena resistencia. Un resultado a fin con en el estudio de Chen et al., (2009), en el que concluye que GA formados a partir de núcleos anaerobios obtuvieron mejores resultados en su estabilidad.

La Figura 5-15 indica que el tamaño medio de los gránulos durante la granulación está relacionado con los tipos de lodo inoculador. El proceso de granulación mostró un estado variable y particular en los 3 reactores en el tamaño granular. El tamaño medio de los gránulos en el reactor AER aumentó gradualmente hasta el día 48. De otra parte, los gránulos anaerobios en ANA tuvieron un proceso de desintegración en las primeras semanas de operación y MEZ un comportamiento estacionario en el inicio y posteriormente de crecimiento.

De acuerdo con esto y la distribución de crecimiento granular de la Figura 5-17, Figura 5-20 y Figura 5-23, es razonable categorizar el proceso de granulación aerobia tal como lo informaron Liu et al. (2004) y Cui et al. (2014) en tres fases: fase de latencia, fase de granulación y fase de maduración de los gránulos.

Figura 5-15 Comportamiento de diámetro y CI en los inóculos AER, ANA y MEZ.



Nota: AER y ANA: Tiempo de Sedimentación (min); I) 15, II) 10, III) 5, IV) 2

MEZ: TS (min); I) 15, II) 10, III) 3; FA ($L \cdot min^{-1}$): a) 3.0, b) 3.5, c) 5.2

Aerobio (AER)

Los gránulos en el reactor AER no modificaron considerablemente su tamaño durante la aplicación de TS 15 min y FA $3.0 L \cdot min^{-1}$, fue solo hasta un TS de 10 min que la presión de selección generó un efecto morfológico sobre el licor mixto y microbiológico con la aparición de pequeñas estructuras filamentosas blanquecinas que empezaron a adherirse entre sí y provocar un aumento de tamaño.

Naturalmente en la primera semana se observó un fuerte lavado de las partículas de lodo floculantes sueltas, lo que resultó en una reducción de los SST y SSV hasta registrar valores menores a $1200 mg \cdot L^{-1}$

y 1000 mg.L⁻¹ respectivamente. Durante las siguientes semanas los valores se volvieron casi estables hasta la aplicación de TS 2 min en el que se percibe una fuerte remoción de los SST y SSV.

En efecto, para la etapa I, II y III el coeficiente de integridad (CI) superó el 20%, catalogando el lodo granular con características inestables. Es a partir del día 34 que se muestra una mejoría en la estabilidad del lodo conformado (CI<5%), así como, la mayor actividad biológica reportada en la operación (DQO=96%). Es oportuno mencionar que, aunque el diámetro medio se estableció en 0.93 mm y que en la etapa IV se obtiene el máximo diámetro (2.44 mm) de este estudio, la morfología manifestada correspondió a una estructura esponjosa y filamentosa con valores de IVL₅ e IVL₃₀ superiores a los 100 mL.g⁻¹, indicativo de pobres características de sedimentabilidad. Según lo mencionado por Tay et al. (2001) el tamaño de los gránulos aerobios está fuertemente asociado con la fuerza de corte hidrodinámica; es decir, condiciones de corte más altas pueden desarrollar gránulos aerobios más pequeños. En este caso es posible que el FA aplicado fue insuficiente para obtener gránulos regulares y compactos, puesto que debe existir un equilibrio entre crecimiento y desprendimiento que conlleve a un tamaño estable. Algo que también fue señalado por Tay et al. (2004) en su estudio, donde sugirió que la estructura y estabilidad de los gránulos aerobios pueden ser controlados manipulando la velocidad ascensional del aire. Para esto, desarrollaron gránulos aerobios operados a diferentes velocidades de flujo (1.20 a 3.60 cm.s⁻¹) en SBR. Como resultado, el diámetro medio de los gránulos a una VA de 1.20 cm.s⁻¹ fue de 0.39 mm, y disminuyó a 0.37 y 0.33 mm cuando la VA se incrementó a 2.40 y 3.60 cm.s⁻¹.

Después del día 34, es probable que la formación de los gránulos entrara en una etapa de maduración, a pesar de los valores bajos de biomasa, pocas coagregaciones entre los tamaños 0.25-0.50 mm y 0.50-0.84 mm fueron observadas (<3%) y los diámetros mayores a 2 mm aumentaron. Liu y Tay (2015), señalaron que el crecimiento de las bacterias desempeña un papel crucial en el aumento del diámetro, lo cual es una característica de crecimiento típica de las bacterias puras.

Figura 5-16 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio

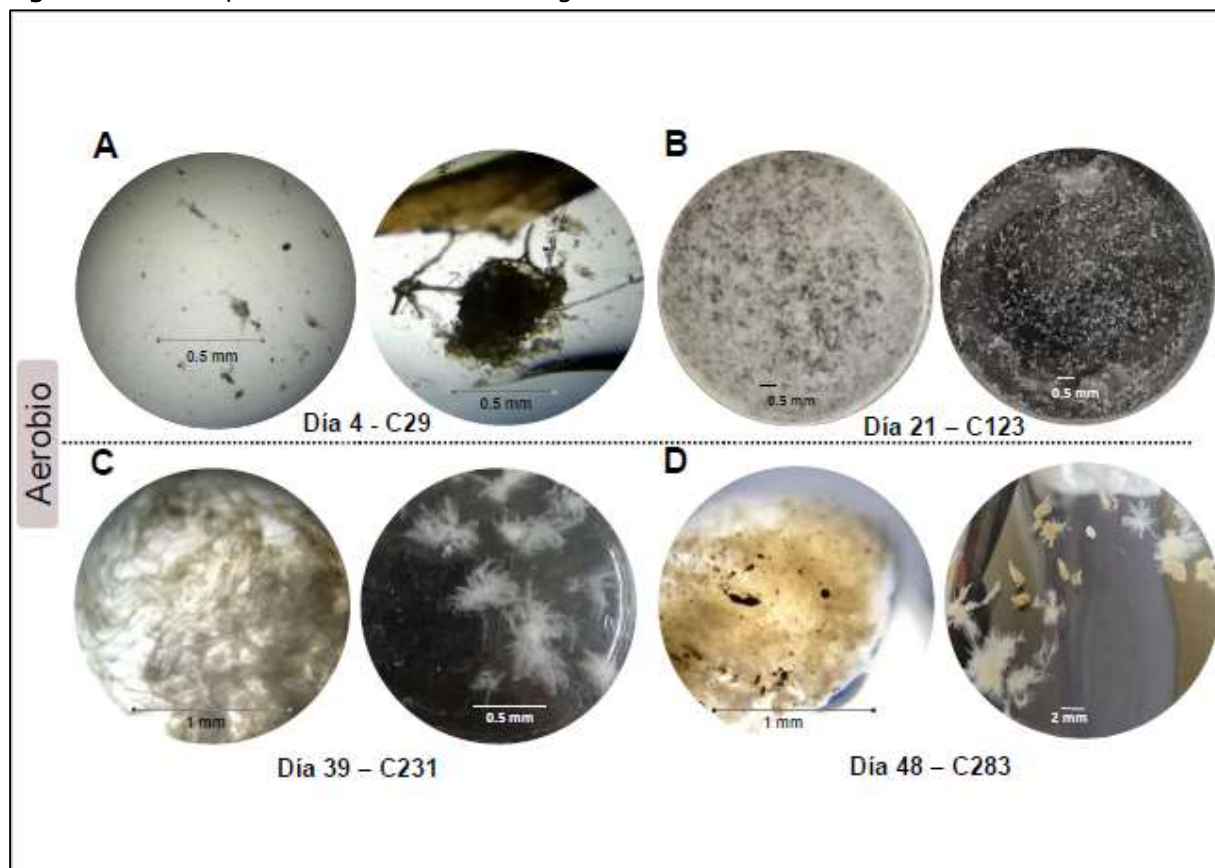
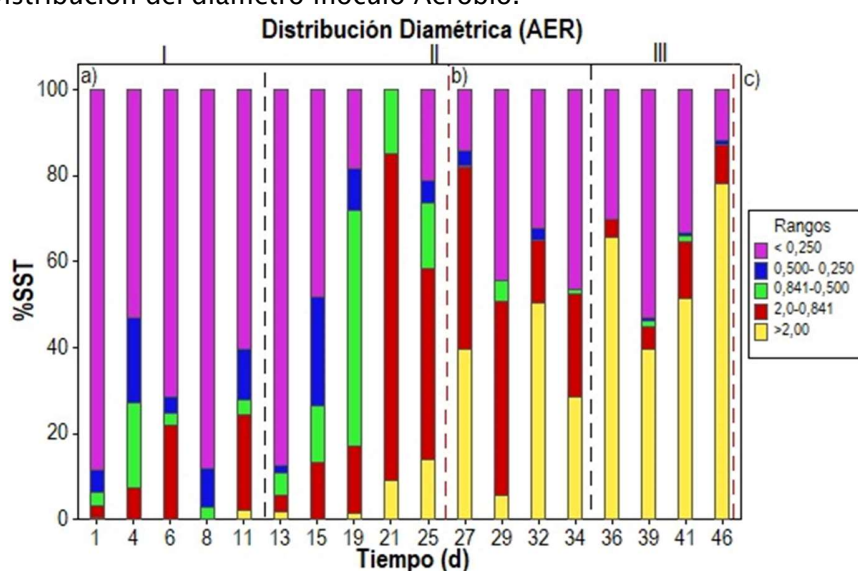


Figura 5-17 Distribución del diámetro inóculo Aerobio.



Nota: AER y ANA: Tiempo de Sedimentación (min); I) 15, II) 10, III) 5, IV) 2
MEZ: TS (min); I) 15, II) 10, III) 3; FA (L.min⁻¹): a) 3.0, b) 3.5, c) 5.2

Figura 5-18 Lodo Aerobio– Día 48.



Anaerobio (ANA)

Los gránulos anaerobios del inóculo eran de forma regular y de color negro con media de diámetro de 1.21 mm, donde el 32% superó los 2 mm y el 44% estuvo entre los 0.25 y 0.5 mm como se observa en la Figura 5-20.

En ANA los gránulos anaerobios sufrieron cambios morfológicos y físicos en línea. En los primeros 20 días, los lodos granulares anaerobios se desintegraron en las condiciones aerobias propuestas después de la inoculación, formando restos irregulares y de menor tamaño; los SST y SSV descendieron de 3633 y 3360 mg.L^{-1} a 1123 mg.L^{-1} . Después de esto, algunos de los gránulos comenzaron a cambiar su color externo a amarillo, lo que indicó que los microorganismos anaerobios empezaron a convertirse o eliminarse gradualmente y los microorganismos aerobios se hicieron dominantes en el reactor; al mismo tiempo, la aparición de filamentos se fue presentando.

A partir del TS de 10 min, los flóculos y remanentes de los gránulos desintegrados se recombinaron bajo las condiciones aerobias. Este evento hizo que los diámetros aumentaran su proporción, puesto que los filamentos se posicionaron alrededor de la superficie de los gránulos (ver Luego del día 40 se visualizó que algunos gránulos se conformaron por dos secciones; un centro marrón y una capa traslúcida esponjosa que lo cubría, pero permitía diferenciarlo. La capa externa aumentó el espesor con la aplicación de un TS de 2 min, con lo cual los porcentajes de los tamaños de diámetros mayores a 2.0 mm incrementaron hasta por encima del 40% de la biomasa, mientras que, los rangos correspondientes a 0.25–0.50 mm y 0.50–0.84 mm desaparecieron sustancialmente (ver Figura 5-20). El CI presentó valores bajos que están relacionados a una buena resistencia. Un resultado a fin con el estudio de Chen et al. (2009), en el que concluye que GA formados a partir de núcleos anaerobios obtuvieron mejores resultados en su estabilidad.

Según Linlin et al. (2005), los lodos anaerobios desintegrados desempeñan el papel de núcleo para la conformación de los nuevos gránulos aerobios. Sin embargo, a pesar de que el TS se modificó en el experimento, el crecimiento filamentoso en el reactor fue abundante, creando gránulos voluminosos con poca compactación, lo que se reflejó en valores mayores de 100 mL.g^{-1} del IVL_5 e IVL_{30} (140.27 y 132.13 mL.g^{-1}), un comportamiento similar al reactor AER. De ese modo, independiente del origen y condición del inóculo, una baja velocidad de aireación ascendente conduce a la formación de gránulos con mayor tamaño, pero de estructura suelta y baja densidad (Tay et al., 2004), este efecto también fomenta la proliferación de microbios filamentosos que son fácilmente eliminables del reactor mediante lavado (Show et al., 2012).

Luego del día 40 se visualizó que algunos gránulos se conformaron por dos secciones; un centro marrón y una capa traslúcida esponjosa que lo cubría, pero permitía diferenciarlo. La capa externa aumentó el espesor con la aplicación de un TS de 2 min, con lo cual los porcentajes de los tamaños de diámetros mayores a 2.0 mm incrementaron hasta por encima del 40% de la biomasa, mientras que, los rangos correspondientes a $0.25\text{--}0.50 \text{ mm}$ y $0.50\text{--}0.84 \text{ mm}$ desaparecieron sustancialmente (ver Figura 5-20). El CI presentado correspondió a valores bajos que están relacionados a una buena resistencia. Un resultado a fin con en el estudio de Chen et al. (2009), en el que concluye que GA formados a partir de núcleos anaerobios obtuvieron mejores resultados en su estabilidad.

Figura 5-19 Comportamiento de la morfología del inóculo Anaerobio.

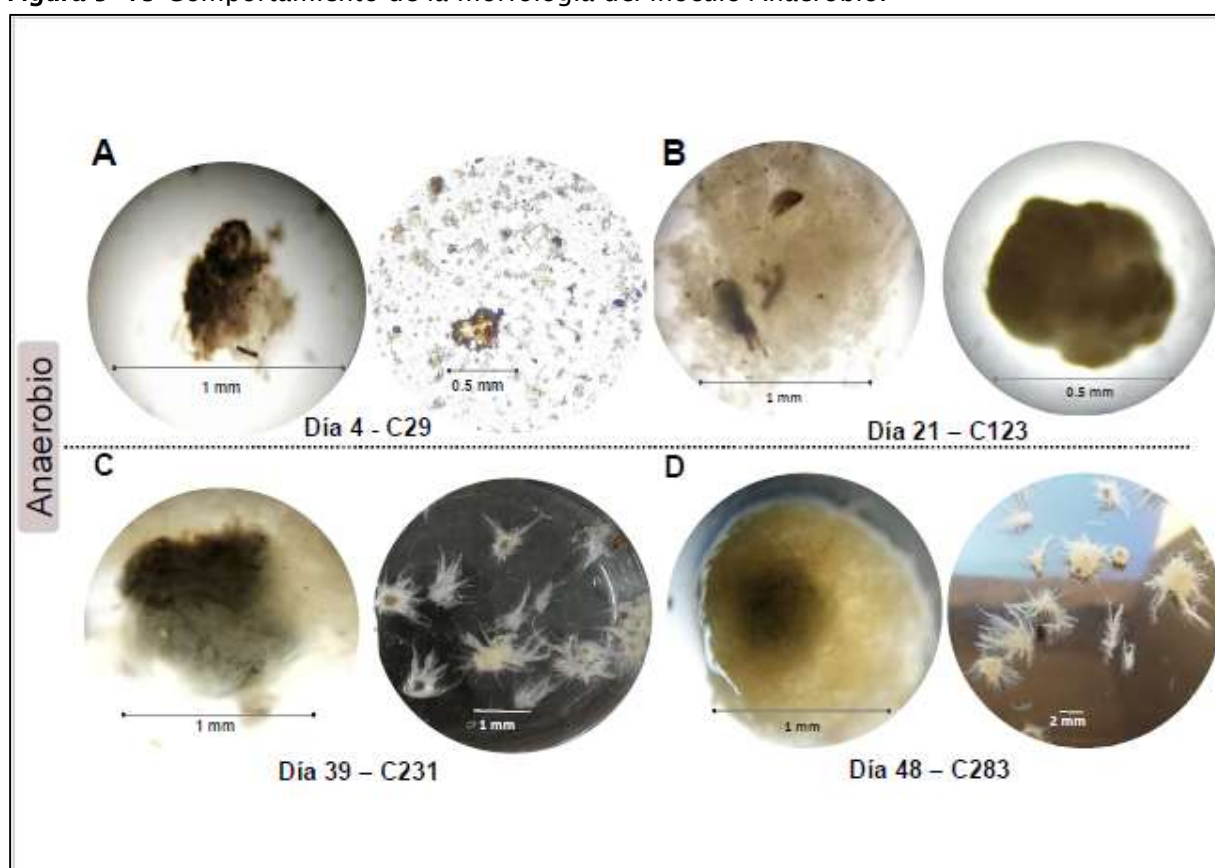


Figura 5-20 Distribución del diámetro inóculo Anaerobio.

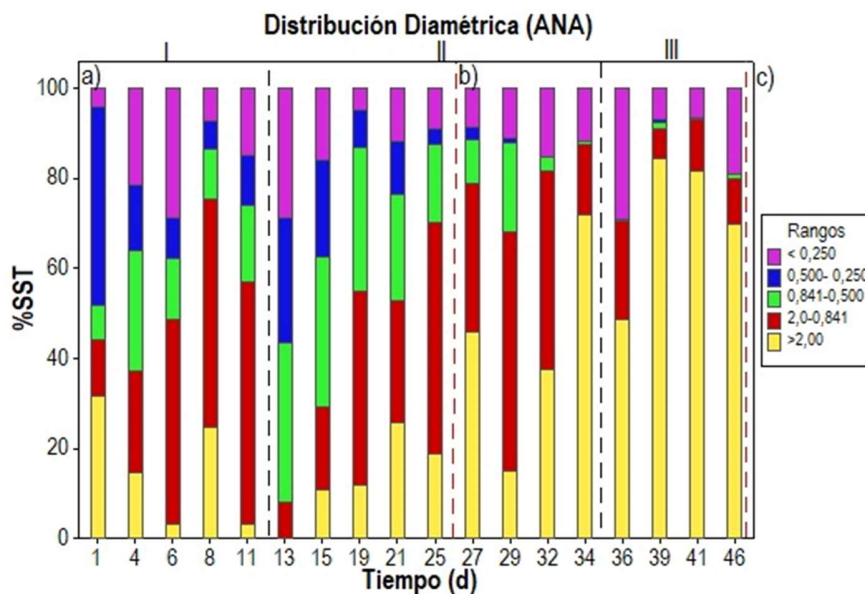


Figura 5-21 Lodo Anaerobio- Día 48.



Aerobio-Anaerobio (MEZ)

A diferencia del reactor AER y ANA, la biomasa inicial del reactor MEZ estaba compuesta proporcionalmente por microorganismos aerobios y anaerobios, de tal forma que, el inicio de la operación con TS de 15 min no se vio afectada por eventos como el lavado de la biomasa; por el contrario, su comportamiento fue más estable y su concentración (SST y SSV) aumentó a través del tiempo.

Al ser la VS una prueba dependiente de la observación, su determinación se dificultó durante los primeros 12 días, debido a que dentro del reactor se ocasionó homológamente la desintegración de los gránulos

anaerobios y la aparición de estructuras irregulares, esponjosas y filamentosas que difuminaron su lectura. El cambio a 10 min en el TS proporcionó mejores condiciones para el análisis de la VS (entre 7.60 y 9.8 m.h⁻¹) y promovió morfológicamente la adhesión de los flocs sueltos, al igual que, la conversión al color blancuzco de los diminutos fragmentos anaerobios que aún se conservaban en el reactor tal como se visualiza en la Figura 5-22.

La variación a 3.50 L.min⁻¹ del FA, aceleró la unión de los grupos filamentosos conformados y aumento del 3 al 35 % el conjunto de los diámetros en el intervalo 0.25–0.50 mm. Consecutivamente, este mismo comportamiento se replicó para los rangos de diámetros 0.50-0.84 mm y 0.84-2.0 mm (2 a 37%, 0 a 10%). Otros estudios por Tay et al (2001a), también evidenciaron que la fuerza de corte tuvo un impacto significativo en la formación, estructura y metabolismo de los gránulos aerobios en SBR operados a diferentes fuerzas de corte de 0.3 a 3.6 cm.s⁻¹ (0.85 L.min⁻¹ a 10 L.min⁻¹), encontrando desarrollo de gránulos en valores superiores a 1.20 cm.s⁻¹ (3.50 L.min⁻¹). De otro lado, este aumento en el FA mejoró la resistencia de los gránulos formados de manera contundente con valores de CI por debajo del 5%.

Modificar el TS a 3 min no comprometió la concentración de la biomasa (SST mínimo 3220 mg.L⁻¹ = y SSV mínimo 2193 mg.L⁻¹) en los días posteriores como si se evidenció en AER y ANA (TS 2 min); así que, el crecimiento granular fue posible para diámetros mayores a 2.0 mm a partir del día 40 de operación (1%) hasta el día 48 (22%). Como explican diferentes autores (Liu et al., 2023b, Linlin et al., 2005, Qin et al., 2004), el tiempo de sedimentación determina la cantidad de lodo acumulado en el reactor y controla las comunidades microbianas; esto quiere decir que, un tiempo demasiado largo resulta en la formación de biomasa floculada y uno corto no permite la acumulación suficiente de los gránulos; así que, GA se han cultivado con éxito cuando el tiempo de sedimentación fue inferior a 15 min. Por tanto, la estrategia del TS aplicado para el reactor MEZ fue apropiado y favoreció el tamaño de diámetro y el CI.

Figura 5-22 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio-Anaerobio.

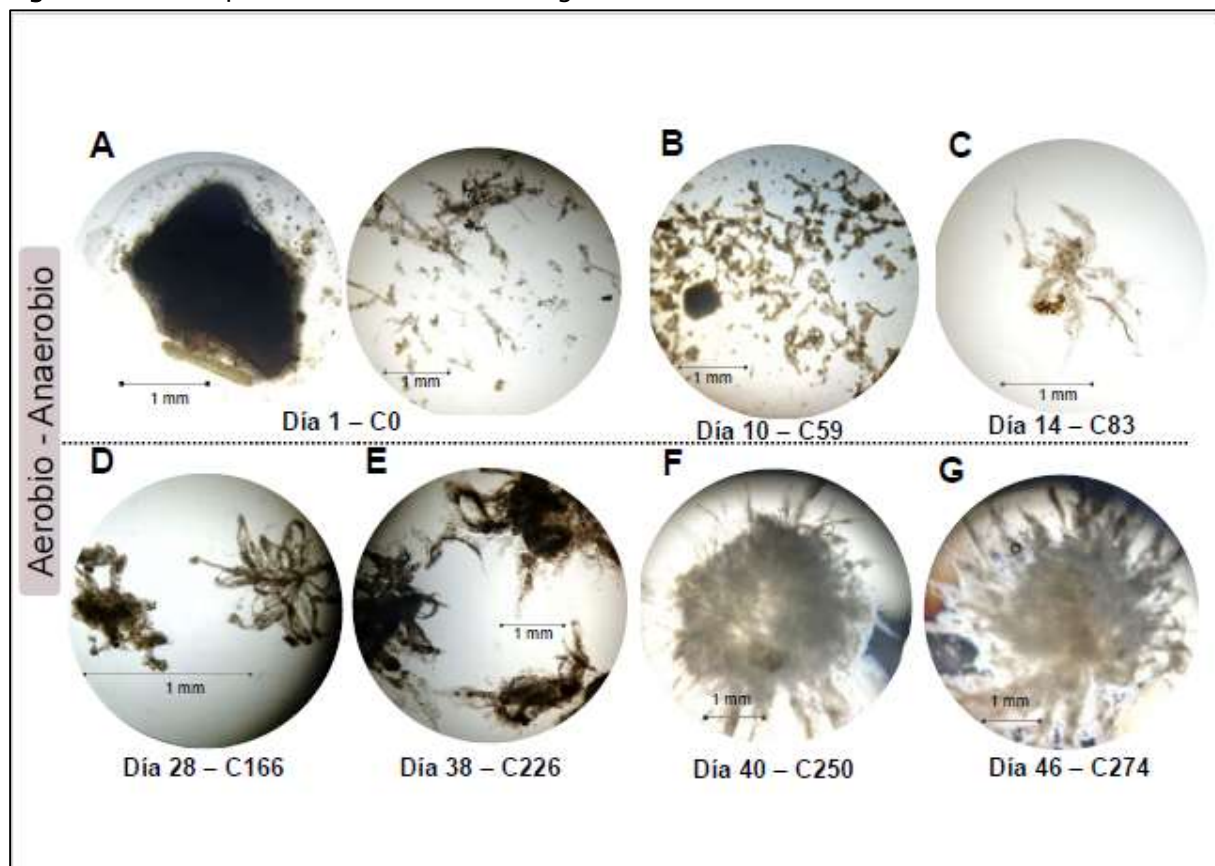


Figura 5-23 Distribución del diámetro inóculo Aerobio-Anaerobio.

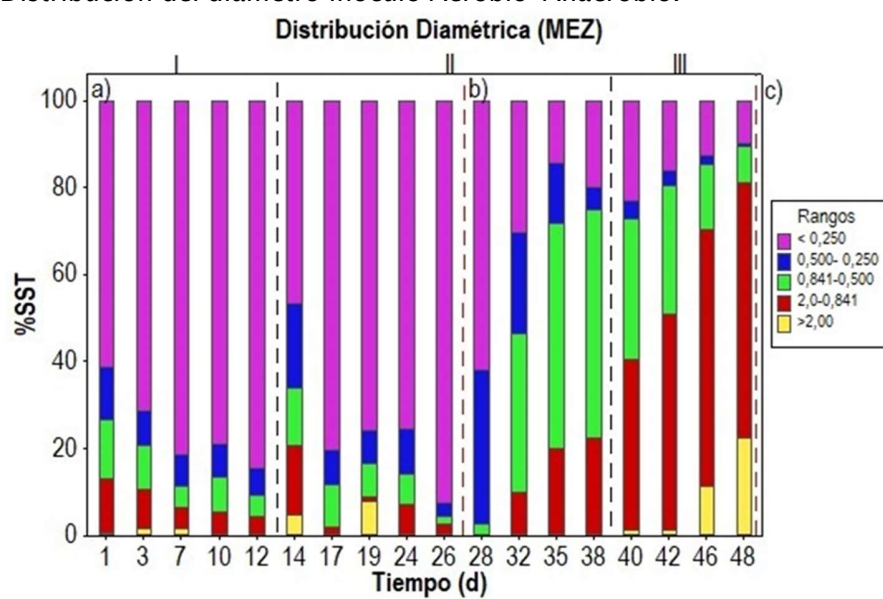
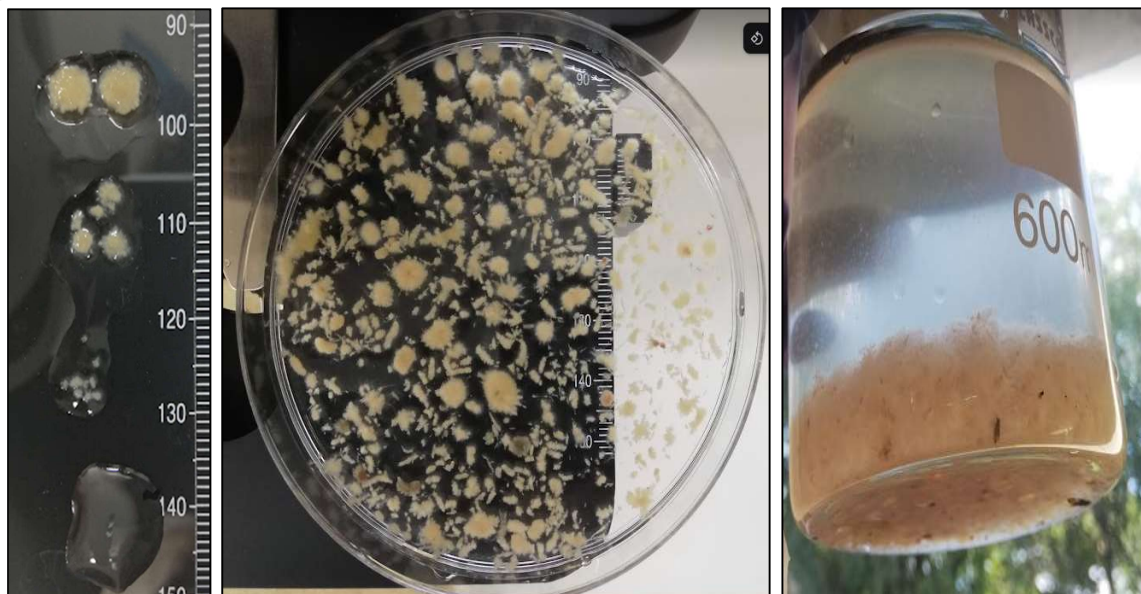


Figura 5-24 Lodo Aerobio – Anaerobio– Día 48.



5.5 Conclusiones

Los microorganismos provenientes de los lodos activados y de los gránulos anaerobios no presentaron resistencia al cambio de una alimentación y condición de un AR real a un sustrato sintético (NaAc) biodegradable con la metodología propuesta para su adaptación. El lodo AER y el ANA requirieron de solos dos días para obtener rendimientos de eliminación mayores al 50%.de la DQO filtrada.

Sin importar su naturaleza, las nuevas condiciones de operación produjeron un efecto impactante sobre los microorganismos de los inóculos, el cual se vio reflejado en el lavado de biomasa de los reactores AER y ANA durante los primeros 15 días de operación. Sin embargo, la combinación de estos, representado en el reactor MEZ mostró un comportamiento de la biomasa más estable frente al arranque.

Bajo las condiciones establecidas de operación y concentración del experimento, la fuente de carbono del sustrato (NaAc) fue exitosamente asimilada por los inóculos indiferentemente de su origen (aerobio o anaerobio), dado que los rendimientos de eliminación de la DQO en los tres reactores consiguieron valores por encima del 90% al final de la investigación.

Seleccionar un valor moderado de COV ($3.0 \text{ kg-DQO} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$) para el estudio, permitió un comportamiento adecuado en la eliminación de la materia orgánica para un TRH de 4h. Cabe destacar que los tiempos de sedimentación de 10, 5 y 2 min en el reactor AER y ANA aumentaron drásticamente la remoción de la DQO (>84% y >61%); mientras que para lograr eliminaciones mayores al 66% de la DQO en MEZ, fue decisivo cambiar el flujo de aireación a $3.5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.

Los tiempos cortos en la etapa de sedimentación son decisivos para promover la formación de gránulos aerobios, este atributo crea la capacidad en el sistema de conservar los agregados más densos y compactos en el reactor, como a su vez, eliminar los flocs más ligeros. Un tiempo de sedimentación del orden de 10 y 5 min para AER y ANA estabilizó las concentraciones de la biomasa y aumentó la remoción

de la DQO, pero uno de 2 min incentivó el lavado del reactor. Un efecto diferente que se observó sobre el comportamiento de la biomasa y la eliminación de la DQO de MEZ, en donde el tiempo de sedimentación de 15, 10 y 3 min no provocó cambios sustanciales, por lo que es probable que la granulación aerobia sea una estrategia defensiva de ciertas comunidades microbianas contra la presión de selección aplicada.

La fuerza de corte en términos de velocidad del aire ascendente superficial fue determinante en el proceso de granulación aerobia. Una mayor fuerza de corte ($3.50 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) aumentó considerablemente la eficiencia de eliminación de la DQO en MEZ e incentivo la formación de gránulos más compactos, más redondos y más pequeños. Por el contrario, mantener un FA de $3.0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ en AER y ANA no permitió desarrollar morfológicamente un lodo granular con buena capacidad de sedimentación. Pues bien, seleccionar una óptima fuerza de corte en función del rendimiento, también deriva en una reducción de los costos de operación, puesto que la aireación supone uno de los más importantes.

Con los resultados del examen microscópico se valida que la mejor calidad del lodo resultante en términos de biomasa, IVL_5 , IVL_{30} , velocidad de sedimentación, CI, fue la encontrada en MEZ y aunque tuvo un diámetro promedio inferior en comparación a AER y ANA, su aspecto fue más agregado, esférico y compacto. Pues bien, las comunidades microbianas de los inóculos presentaron diferentes habilidades de aglomeración según la variación de las características físico-químicas establecidas en la investigación.

Referencias Bibliográficas

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor*. *N-Removal in a Granular Sludge*. OCTOBER 2001. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor.

- Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). *Comamonas testosteroni* colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular

- sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdaz, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>

- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodríguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.

- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekkamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiyah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.

- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecurso Tecnología*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in biofloculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by*

natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor.

- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>

- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. *102*, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, *46*(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, *108*(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. *II*, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, *317*(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, *47*(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, *182*, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Shi, Y. F., Wang, J., Bai, J., Zhou, X. Y., Jiang, G. S., Li, C. Y., & Liu, F. B. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, *169*, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, *60*(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martínez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, *104*, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, *8*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. S., Zhang, Y. J., Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, *95*(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, *33*(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, N. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohrman, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, *6*(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, *89*, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, *45*(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, *31*(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháľt, P., Czákó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge

- development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nanchaiaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals*. Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>

- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelpr ocesodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187.

- <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827.

- <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous-flow aerobic granulation in plug-flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Wat. Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., Eugenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145.

- <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater.”*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., Ni, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes*. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.

- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater: Is it really better than that of activated sludge? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>
- Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. <https://doi.org/10.1016/S0378->

1097(97)00214-0

Capítulo 6. Evaluación del desempeño del RGA tratando agua residual domestica sintética

6.1 Introducción

La mayoría de las actividades humanas que utilizan agua, producen a su vez agua residual. En el mundo, el agua residual (AR) ha sido por muchos años una fuente permanente de contaminación hídrica cuando no es tratada o remediada correctamente de los residuos que son adicionados y/o transportados durante su uso. Como resultado, la capacidad de autodepuración de los cuerpos receptores de agua es afectada en la biota acuática, al ambiente y la salud pública al aumentar la probabilidad de contraer enfermedades.

Generalmente, el AR es producida en actividades domésticas e industriales y dependiendo de su origen, se clasifica en agua residual industrial (ARI), agua residual doméstica (ARD), y en AR municipal o urbana (Peirce et al., 1998). Es así como, existe una gran necesidad de realizar una adecuada gestión y un cambio de percepción frente el ARD, con el fin de dejar de ser un recurso no valorado y no aprovechado, pues representa una fuente asequible y sostenible de agua, energía, nutrientes, materia orgánica y otros subproductos.

La GA es una biotecnología desarrollada con el propósito de generar un tratamiento de alta eficiencia en el agua residual. Conviene decir al respecto, que las tradicionales tecnologías de granulación han operado hasta el momento con algunos inconvenientes, en los que se incluyen la inadecuación para AR con baja carga orgánica y la poca eliminación de nutrientes (Sarma et al., 2017a). Así que, al presentar los gránulos aerobios ventajas de retención de biomasa y capacidad para mantener una alta concentración de microorganismos en el reactor, permite que a su vez, se obtengan características interesantes en cuanto a remoción y asimilación de sustratos sobre los flocs de lodo activado convencional como: i) capacidad para tolerar altas y bajas cargas orgánicas que permite su aplicación en diferentes tipos de agua residual, ii) remoción de nutrientes como de materia orgánica, debido a su estructura conformada por capas biológicas, iii) funciones microbianas mejoradas, gracias a la diversidad de especies y v) resistencia a la toxicidad de contaminantes, ya que la matriz del gránulo constituida por exopolímeros trabaja como mecanismo de barrera.

De esta forma, los gránulos aerobios han sido evaluados en el tratamiento de una amplia variedad de sustratos en su mayoría sintéticos fácilmente biodegradables como el acetato, glucosa, etanol, fenol, peptona, propionato (Beun et al., 1999, Beun et al., 2002, Sturm y Irvine, 2008, Di Bella et al., 2013). Sin embargo, sólo unos cuantos casos han informado el cultivo exitoso de gránulos con agua residual real, atribuido a que, según sea su origen doméstico o industrial, el agua contiene diversas fuentes de carbono, compuestos orgánicos e inorgánicos y material particulado, que alteran la cinética de la granulación entre un agua sintética y una real (Wagner et al., 2015).

Ahora bien, la degradación natural que logra la tecnología granular aerobia en el tratamiento de AR, es uno de los actuales intereses, debido a la particularidad de capas estratificadas en función del estado de oxidación dentro de los gránulos aerobios, lo que permite coexistir y soportar la actividad simultánea de los microbios que requieren condiciones metabólicas diferentes, e incluso conflictivas en el mismo gránulo (Chen et al., 2009, Kent et al., 2018). En otras palabras, representa la eliminación simultánea de materia orgánica, nutrientes y otros contaminantes en un sistema más compacto con menos unidades de tratamiento, requerimientos de área y costos de inversión.

Este capítulo analiza el efecto de un agua residual domestica sintética como fuente de carbono en la formación y características de los gránulos aerobios.

6.2 Revisión de literatura

6.2.1 Agua residual sintética

El desarrollo de gránulos aerobios se ha reportado utilizando varios sustratos como los mencionados en la Tabla A 1. De ese modo, dada la diversidad de la fuente, la variación en el tiempo y la concentración de los constituyentes en la composición del AR real; a escala laboratorio, se ha optado por utilizar sustratos sintéticos de mayor control y disponibilidad como se indicó en el numeral 5.2.3 Sustrato.

6.2.2 Aplicación de los gránulos aerobios

En cuanto a eficiencia y a reducción de espacio se refiere, los GA representan una gran herramienta; como se ha mencionado, en cada gránulo se pueden realizar distintos procesos fundamentales para el tratamiento de AR (Yu et al., 2021). Dentro de ellos, tratar en simultaneo diferentes contaminantes a través de procesos como la biodegradación, bioacumulación y biosorción. El LGA puede eliminar una amplia gama de contaminantes, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, contaminantes emergentes y metales pesados del agua residual como se muestra en la Tabla A 1.

Remoción de la materia orgánica en términos de DQO, N y P

La mayoría de los estudios de GA han informado la eficiencia de eliminación de DQO con una tasa por encima del 80%. Según estos estudios, la eliminación de la DQO va a depender de la carga orgánica, la temperatura, el TRH y la composición del afluente (Samaei et al., 2023).

Además de operar de manera eficiente con altos niveles de carga orgánica y de variables condiciones operacionales (Anuar et al., 2007, Gao et al., 2011,), la GA tiene la posibilidad de obtener una eliminación exitosa de nutrientes en un mismo reactor, debido a la estructura estable y en capas que favorecen las condiciones necesarias para realizar nitrificación, desnitrificación y eliminación biológica de fósforo dentro de los gránulos (Sarma et al., 2017a).

Tradicionalmente, la eliminación de nitrógeno requiere condiciones tanto anóxicas como aerobias. En los gránulos aerobios, los microambientes aerobios, anóxicos y anaerobios coexisten debido a la limitación de la difusión de OD y la respiración microbiana (Samaei et al., 2023). De acuerdo con Yilmaz et al. (2008), la penetración del oxígeno y del sustrato en el gránulo, establecerá el grosor de las capas, por lo que, la Nitrificación-Desnitrificación Simultánea (NDS) en el gránulo es regulada por el gradiente de oxígeno y depende básicamente de tres aspectos: concentración de OD en el líquido, tamaños de los gránulos y actividad microbiana (Lochmatter et al., 2013).

Frecuentemente, la NDS junto con la remoción de materia orgánica en gránulos aerobios se lleva a cabo sin un control y a una baja concentración de OD (con $OD < 30-50\%$ del valor de saturación, aproximadamente $3 \text{ a } 4 \text{ mg.L}^{-1}$), con el fin de promover las condiciones anóxicas dentro de los agregados (Di Bella y Torregrossa, 2013). Varios estudios han demostrado que un alto OD favorece la nitrificación,

pero limita la desnitrificación, mientras que un bajo OD mejora la desnitrificación, pero limita la nitrificación (Mosquera-Corral et al., 2005, Beun et al., 2016). Sin embargo, Di Bella y Torregrossa. (2013) encontraron que en condiciones de alta concentración de OD, es posible eliminar simultáneamente el nitrógeno y la materia orgánica con una eficiencia mayor del 90%. No obstante, las condiciones biológicas en las capas internas del gránulo, pueden cambiar significativamente entre gránulos pequeños y grandes durante la alimentación y la inanición.

La eliminación eficiente de P en agua residual, también ha sido demostrada en reactores de LGA, así como el efecto que tiene la temperatura, el pH, la sal, la carga orgánica, el tipo de sustrato y la estrategia de aireación en su remoción (Wang et al., 2009, Bassin et al., 2011), encontraron una buena capacidad de remoción simultánea de N y P. A pesar de las fluctuaciones del afluente, los gránulos del reactor tipo SBR mantuvieron un rendimiento estable de eliminación de DQO, fosfato y nitrógeno amoniacal (80%, 71%, 92%). Así mismo, Bassin et al. (2011) mencionan que en LGA altas concentraciones de sal, ocasionan la desaparición gradual de los organismos acumuladores de fosfato (OAP) como el *Accumulibacter*. Las altas salinidades (33 g de NaCl.L⁻¹) impactaron fuertemente la capacidad de eliminación de P del reactor SBR, al favorecer los organismos que acumulan glucógeno (OAG) sobre los PAO.

Tratamiento de agua residual fenólica

El fenol es un sustrato tóxico e inhibidor que, en ciertas concentraciones puede ser una fuente de carbono para las bacterias, aun así, su presencia en los tratamientos biológicos de agua residual puede ocasionar la inestabilidad del proceso y conducir al lavado de los microorganismos. En bajas concentraciones, el fenol es biodegradable, pero en altas concentraciones logra eliminar las bacterias que lo degradan (Liu y Tay, 2004).

El agua residual industrial procedente de la refinación de combustibles fósiles, el procesamiento de productos farmacéuticos y plaguicidas son las principales fuentes de contaminación fenólica (Nancharaiyah y Kumar, 2017). Una probable razón que explica la alta eficiencia de degradación del fenol en los gránulos aerobio, es la barrera de transferencia de masa proporcionada por la matriz del gránulo, la cual produce unas concentraciones locales más bajas en las células que la expuesta en el agua residual (Liu Y y Tay, 2004).

Khan et al. (2010) realizaron estudios de degradación del fenol en diferentes concentraciones (650, 400, 200, 100 y 50 mg L⁻¹), donde encontraron que los efluentes obtenidos del reactor de lodo granular aerobio fueron estables y con valores menores a los 0.20 mg L⁻¹. De manera similar, Jemaat et al.(2014) reportan una completa biodegradación de *o-Cresol* y una parcial nitrificación, obtenidas de manera simultánea en el mismo reactor de biomasa granular aerobia. Los gránulos aerobios pueden ser poderosos bioagentes en la eliminación de compuestos orgánicos inhibidores y tóxicos del agua residual industrial con alta resistencia (Liu y Tay, 2004).

En la Tabla 6-1 se presentan estudios reportados en la aplicación de la granulación aerobia para el tratamiento de agua residual.

Eliminación de metales pesados

Los metales pesados por lo general, se encuentran comúnmente en una amplia variedad en el agua residual industrial e incluso en el agua residual doméstica. Las concentraciones de metales en el agua

residual son bajas en el rango de pocos $\mu\text{g.L}^{-1}$, pero pueden influir potencialmente en las conversiones biológicas, particularmente en la remoción de N y P (Nancharaiyah y Kumar, 2017).

La granulación aerobia se ha considerado como una tecnología prometedora para la eliminación de metales pesados como el níquel, el cadmio, el cobre y el zinc (Liu et al., 2003); esto en vista de que las características físicas de los gránulos son ideales para la biosorción de metales pesados, debido a que son físicamente fuertes y tienen una gran superficie y porosidad para la adsorción, además de su facilidad en la separación de la fase líquida después de agotar la capacidad de biosorción (Liu Y y Tay, 2004). De esta manera, metales pesados altamente tóxicos como el Zn (II) han podido ser eliminados con gránulos aerobios mediante el proceso de biosorción (Liu Y et al., 2002).

Tabla 6–1 Estudios realizados en la aplicación de lodo granular aerobio

Compuesto	Medio y características	Eficiencia	Referencia
Zinc	Solución de Zinc. $\text{Zn(II)}=5\text{-}100\text{ mg.L}^{-1}$	$Q_e=270\text{ mg.g}^{-1}$	Liu et al. (2002)
p-cresol	Agua sintética, fuente de carbón p-cresol (0-800 mg.L^{-1})	88%	Basheer y Farooqi. (2012)
DQO, NT y PT	Agua residual cruda del ganado (mg.L^{-1}). DQO=3600; NT=650; PT=380	74%, 73% y 70%	Othman et al., (2013)
Fenol	Agua sintética, fuente de carbón fenol (600 mg.L^{-1})	79%	Basheer y Farooqi. (2014)
2,4,6-Triclorofenol	Agua sintética, fuente de carbón acetato, glucosa y 2, 4,6 triclorofenol. 2,4,6-TCF= 100 mg.L^{-1}	93%	Miao et al. (2014)
DQO, NT y PT	Agua residual del sacrificio animal (mg.L^{-1}). DQO=1250; $\text{NH}_3=120$; $\text{PO}_4^{3-}=30$	95%, 99% y 83%	Yali Liu, Kang, Li y Yuan. (2015)
Colorante Azo AR14	Agua textil simulada, fuente de carbón a base de almidón Emsize E1 y colorante. AZO AR14=20 mg.L^{-1}	>80%	Mata, Pinheiro y Lourenço. (2015)
2.4 Dinitrotolueno	Agua sintética, fuente de carbón acetato y 2.4 dinitrotolueno. 2.4 DNT= 5-10 mg.L^{-1}	>90%	Reddy et al. (2017)
DQO y $\text{NH}_4^+\text{-N}$	Agua residual del criadero del ganado porcino (mg.L^{-1}). DQO=418-1600; $\text{NH}_4^+\text{-N}=486\text{--}839$	51% y 50%	Liu et al. (2017)
Bisfenol (BPA)	Agua sintética, fuente de carbón bisfenol, metanol y acetato (mg.L^{-1}). BPA= 2, $\text{CH}_3\text{OH}=6$ y $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}=12$	>97%	Cydzik-Kwiatkowska et al. (2017)
Anilina	Agua sintética. $\text{C}_6\text{H}_5\text{NH}_2=200\text{ mg.L}^{-1}$	>99%	Jiang et al. (2017)
AOX (Haluros Orgánicos Adsorbibles)	Agua residual de la industria de pulpa y papel. AOX=10-22 mg.L^{-1}	>60%	Farooqi y Basheer. (2017)
Ni^{2+} y Cd^{2+}	Solución de Níquel y Cadmio. Ni^{2+} y $\text{Cd}^{2+}=200\text{ mg.L}^{-1}$	$Q_e\text{Ni}^{2+}>84\text{ mg.g}^{-1}$ $Q_e\text{Cd}^{2+}>143\text{ mg.g}^{-1}$	Sajjad et al. (2017)
Hidrocarburos totales de petróleo (HTP)	Agua residual de embarcaciones. HTP= 6.8 y 13 mg.L^{-1}	>90%	Corsino et al. (2017)
Colorante Azo Amarillo 15	Agua textil simulada, fuente de carbón lactato y solución stock de colorante amarillo. AZO15=5-50 mg.L^{-1}	>89%	Sarvajith et al. (2018)

6.2.3 Consideraciones del Capítulo

Actualmente, la GA no solo se ha empezado a implementar en la eliminación del carbono, nitrógeno y fósforo; algunos estudios han empezado a centrar la aplicación de esta tecnología en diferentes tipos de agua residual real como: doméstica, lácteos, ganado, caucho, textil entre otras. De igual forma, a parte de la eliminación biológica de nutrientes, el lodo granular aerobio también ha presentado capacidades en el tratamiento de compuestos xenobióticos tóxicos, recalcitrantes y iones metálicos.

6.3 Metodología

6.3.1 Desarrollo experimental

Este capítulo desarrolla la Fase II de la experimentación, para esto con los resultados obtenidos de la Fase I, se dio continuidad a la operación del reactor MEZ y en paralelo se operó un nuevo reactor inoculado con lodo anaerobio (ANA-II). Ambos reactores fueron operados con un sustrato sintético que simuló características de un ARD. En la Figura 5-3 del Capítulo 5 se presenta el esquema de la metodología implementada para la ejecución del experimento en la Fase I y Fase II.

6.3.2 Unidad experimental

Para la Fase II, se usaron los mismos dos reactores a escala laboratorio que funcionaron en modo discontinuo secuencial (SBR) de la Fase I. En el Capítulo 4, numeral 4.3.1 Configuración unidad experimental, se amplía la descripción y la información referente a la unidad experimental utilizada en la investigación. Las características físicas de los reactores no tuvieron ningún tipo de modificación.

6.3.3 Sustrato

Se adaptó como sustrato de la Fase II, el agua residual sintética desarrollada por Martínez & Pascichaná (2019), el cual simuló un agua residual doméstica (ARD). La selección del sustrato se realizó con la intención de obtener las condiciones biodegradables de un agua residual real y sumar ventajas en preparación, almacenamiento y baja variabilidad en la concentración; así mismo, disminuir la influencia o la incorporación de contaminantes adicionales que puede presentar un agua real.

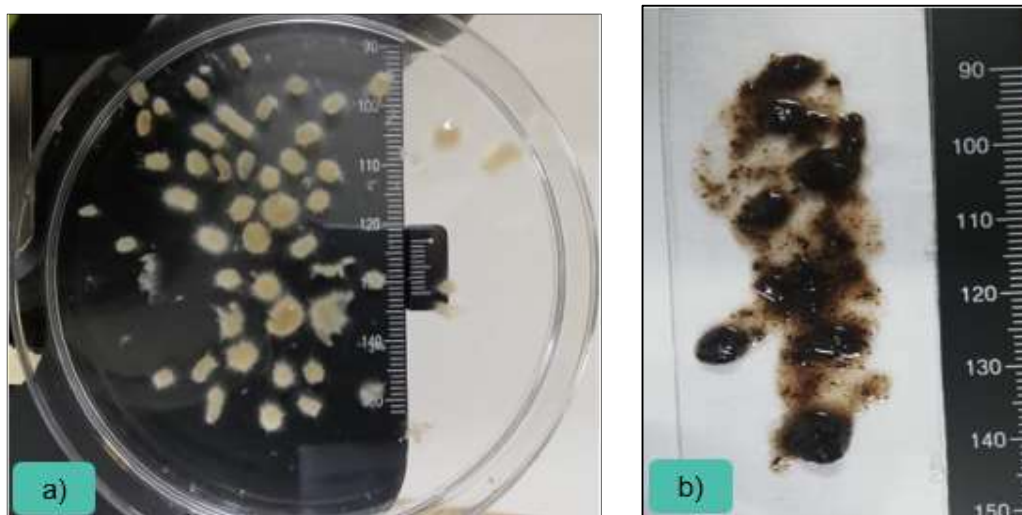
Con el objetivo de disminuir el impacto generado por el cambio de sustrato sobre el cultivo microbiano conformado en el reactor Aerobio – Anaerobio durante la Fase I, el reactor fue sometido a una etapa de adaptación, la concentración del SS fue modificado y preparada para valores cercanos a los (322 ± 41 mg-DQO L⁻¹). Para esto, las soluciones madres (SM) fueron constituidas mediante la aplicación de la Ecuación 1-1 y bajo la premisa de DQO biodegradable de 84.04% de la DQO Total atribuida a la presencia de carbohidratos, lípidos y proteínas. El aporte porcentual de la DQO para el SS, las concentraciones y volúmenes de las SM se presentan en la Tabla 1-14.

El SS fue enriquecido con los macronutrientes y micronutrientes que se presentan en la Tabla 3-1 y Tabla 3-2 del Capítulo 3 y que son parte de la composición de un ARD. El pH y la alcalinidad del SS, se ajustó por adición de bicarbonato de sodio (NaHCO₃).

6.3.4 Inóculos y adaptación

En la Fase II se usaron dos lodos inoculadores. El primer reactor implementó el lodo proveniente de la operación de MEZ de la Fase I (Aer-Ana), y el segundo reactor, el lodo granular anaerobio proveniente del reactor UASB que trata agua residual de la planta de procesamiento de carnes del municipio de Candelaria, Valle del Cauca (ver Figura 6-1).

Figura 6-1 Inóculos de la Fase II



Nota: (a) Lodo granular reactor MEZ – Fase I (b) Lodo granular reactor UASB.

Para la transición de la Fase I a la II, el inóculo seleccionado se sometió a un proceso de adaptación en su alimentación entre el SA y el SS de ARD. En la Figura 5-3 se presenta el esquema de la metodología implementada para la ejecución del experimento en la Fase I y Fase II.

Pretratamiento de los lodos

El inóculo ANA-II realizó el mismo proceso de selección mencionado en el numeral 5.3.5 Inóculos y adaptación de la Fase I, con la variación en el sustrato de alimentación, ya que para esta fase, se utilizó SS. El reactor MEZ no tuvo pretratamiento al encontrarse en operación.

Adaptación del inóculo

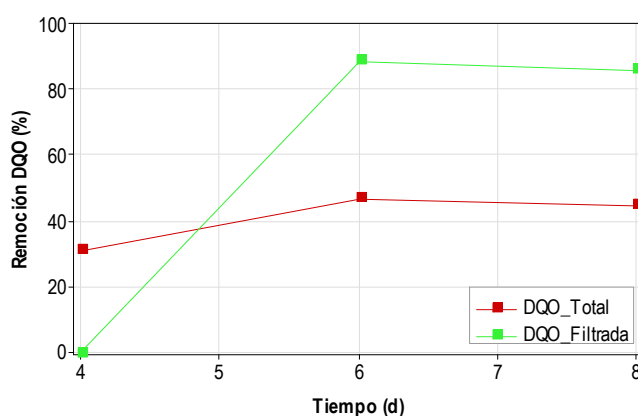
Al volumen resultante del lodo ANA-II pretratado, se le aplicó el procedimiento de adaptación descrito en el numeral 5.3.5 Inóculos y adaptación de la Fase I antes de ser inoculado en el reactor, esto con el fin de que los microorganismos asimilaren el nuevo SS. La estrategia consistió en colocar el inóculo en contacto con el sustrato de alimentación SS, hasta llevarlo a la concentración de operación.

Inóculo Anaerobio

El lodo ANA-II cumplió la adaptación en 8 días. La concentración del SS se incrementó de a 25% luego de cumplir con más del 40% de remoción de la materia orgánica. En la Tabla 6-2 y Figura 6-2 se presentan los cambios realizados a la concentración del sustrato y la reducción de la DQO total y filtrada del experimento.

Tabla 6-2 Adaptación del inóculo anaerobio al SS.

Día	Relación Concentración SA (%)	DQO Total (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)	DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Reducción de DQO (%)
1	25	1592	31	221	0
4		1102		221	
5		1535		1106	
6	50	812	47	127	89
7		1454		802	
8		798		113	

Figura 6-2 Comportamiento de la adaptación- Inóculo Anaerobio II

En la Tabla 6-3 se indican características fisicoquímicas encontradas del inóculo resultante de la adaptación, así como la distribución de volúmenes iniciales para el arranque del reactor. Se usó la relación A/M sugerida en el protocolo PGA del Capítulo 3.

Tabla 6-3 Características del inóculo anaerobio II adaptado.

Parámetro	Unidad	Valor
pH		6.85
SST	mg.L ⁻¹	10576
SSV	mg.L ⁻¹	9983
A/M		0.64
Volumen. Sustrato	mL	4133
Volumen. Inóculo	mL	767

Reactor MEZ

La adaptación del reactor MEZ se efectuó durante la operación de una manera progresiva, en cambios de a 25% sobre el volumen total de alimentación, inversamente entre el SA y el SS hasta completar el 100% del afluente con el nuevo sustrato de operación como se indica en la Tabla 6-4.

Tabla 6-4 Adaptación del reactor MEZ en la Fase II.

Día operación	Cambio de sustrato (%)	
	SA	SS
1		
4	75	25
6		
11		
13	50	50
15		
19	25	75
21		
25	-	100

6.3.5 Ciclo operacional

En la Fase II el ciclo de operación se mantuvo en 4 h y 6 ciclos al día, como se describe en el numeral 4.4.1 Ciclo operacional del Capítulo 4. La operación de los reactores MEZ y ANA-II para la Fase II fue de 83 y 76 días; no obstante, el reactor MEZ luego de terminar la experimentación de la Fase I continuo en operación hasta dar inicio a la Fase II (ciclo 1333).

MEZ y ANA-II presentaron cambios en el tiempo de sedimentación (15, 10, 7 y 4 min) según lo observado en la Fase I y en el desempeño de la biomasa durante la operación. En el caso del reactor MEZ se modificaron los valores del tiempo de sedimentación de la siguiente manera: 10, 7 y 4 min, y el flujo de aire se estableció en 5.50 L.min⁻¹. En ANA-II los tiempos de sedimentación fueron: 15, 10 y 7 min en un flujo de aire de 3.50 L.min⁻¹. En la Tabla 6-5 se presentan los ciclos, duración en días y cambios en las variables de operación TS y FA.

Tabla 6-5 Ciclo y cambios operacionales en la Fase II

Reactor MEZ			Reactores ANA-II		
Días	83		76		
Nº Ciclos Totales	447		447		
Cambios en operación					
TS	Día	Nº. Ciclo	TS	Día	Nº. Ciclo
10			15		
7	43	281	10	20	123
4	69	413	7	36	208
FA			FA		
5.5			3.5		

Nota: TS = Tiempo de Sedimentación (min); FA= Flujo de aire (L.min⁻¹)

6.3.6 Control y seguimiento

Para la Fase II, la investigación se orientó hacia el tratamiento efectivo sobre el sustrato sintético que simuló el agua residual doméstica, por lo cual, adicional a las variables medidas para el seguimiento de la granulación de la Fase I, se analizaron las eficiencias de reducción de la DQO y del nitrógeno total amoniacal (NTA) (ver Tabla 6-6).

Tabla 6–6 Variables de control y seguimiento en la Fase II.

Variables de control y medición	Análisis	Metodología	Tipo Variable		Frecuencia por semana
			Control	Medición	
Control Operacional	pH	Standard	x		3
	Temperatura	Methods (APHA et al., 2005)	x		3
	Oxígeno Disuelto		x		3
Granulación	Sólidos suspendidos totales	Standard Methods (APHA et al., 2005)		x	3
	Sólidos suspendidos volátiles			x	3
	Índice volumen de lodos			x	3
Morfología	Diámetro	Laguna et al. (1999)		x	3
	Densidad de biomasa	van Loosdrecht et al. (2016)	x		1
	Coeficiente de integridad	Nor-Anuar et al. (2012)		x	3
Sedimentación	Velocidad de sedimentación	Su and Yu. (2005) y Song et al. (2010)		x	3
Eficiencia	DQO	Standard Methods		x	3
	Nitrógeno Amoniacal	(APHA et al., 2005)		x	3

6.3.7 Técnicas analíticas

Las Técnicas experimentales utilizadas en la investigación se encuentran en el Capítulo 2. A continuación, se hace una descripción breve de los métodos adoptados para el análisis de los parámetros adicionales de la Fase II.

Determinación de Nitrógeno Amoniacal

El nitrógeno amoniacal fue determinado mediante el método amoniaco rango alto (#008) con longitud de onda de 430 nm medidos en espectrofotómetro visible HI801 Iris de la marca Hanna. Este método fue adaptado del manual de tecnología del agua y ambiente (ASTM), D1426, método Nessler (Hanna instruments, 2018)

6.3.8 Análisis estadístico

Para evaluar el comportamiento de los reactores MEZ y ANA-II de la Fase II, se implementó el mismo análisis estadístico de la Fase I, el cual correspondió a la descripción de tendencia y variabilidad de los parámetros evaluados en cada uno de los reactores a lo largo de los 76 (ANA-II) y 83 (MEZ) días de operación (ver numeral 5.3.9 Análisis estadístico).

6.4 Resultados y análisis

Se ha demostrado y discutido la GA en una variedad de sustratos sintéticos con fuentes de carbono orgánicas e inorgánicas, agua residual con contaminantes tóxicos, municipales e industriales; no obstante, la mayor parte de las investigaciones se han basado en sustratos de rápida biodegradación, por lo que, estudiar la posibilidad de formar gránulos aerobios en agua residual doméstica en SBR es un paso crucial en el proceso de crecimiento y evolución de esta tecnología.

Aun así, el ARD suele tener un contenido de DQO mucho menor que el agua residual industrial, y según autores como Moy et al. (2002), se puede esperar que esto influya en el proceso de formación de gránulos. En ese sentido, este estudio evaluó el efecto de un sustrato sintético de ARD en la formación y conservación del LGA en 2 reactores (MEZ, ANA-II) operados en SBR.

La experimentación de ambos reactores se inició con un periodo de adaptación de la biomasa de MEZ y ANA-II al SS. En la Tabla 6-2 (Adaptación inóculo ANA-II) y Tabla 6-4 (Adaptación biomasa MEZ) se observa la estrategia o los resultados de remoción de la DQO. La metodología de los estudios y técnicas experimentales se explican en el Capítulo 2

6.4.1 Comportamiento del sustrato sintético (SS)

La capacidad de eliminación simultánea en un solo reactor de los contaminantes C, N y P, son indicativo de un proceso exitoso en la GA, debido a que, dentro de las capas del gránulo se pueden mantener varios microambientes redox (Liu et al., 2023). Pero, aunque la viabilidad del LGA se ha estudiado ampliamente para el tratamiento de agua residual municipal, doméstica e industrial (Kreuk & Loosdrecht, 2006, Sarma et al., 2017, Purba et al., 2020, Hamza et al., 2022); su investigación a nivel laboratorio es una tarea difícil, ya que las diferentes fuentes conllevan también a diferentes características del agua, los cuales pueden contener múltiples sustratos, algunos con estructura compleja y/o alto contenido de partículas. Por lo anterior, se optó el desarrollo de la Fase II con un sustrato sintético que simuló la composición fisicoquímica del ARD de la PTAR de Cañaveralejo, localizada en Santiago de Cali, Valle del Cauca.

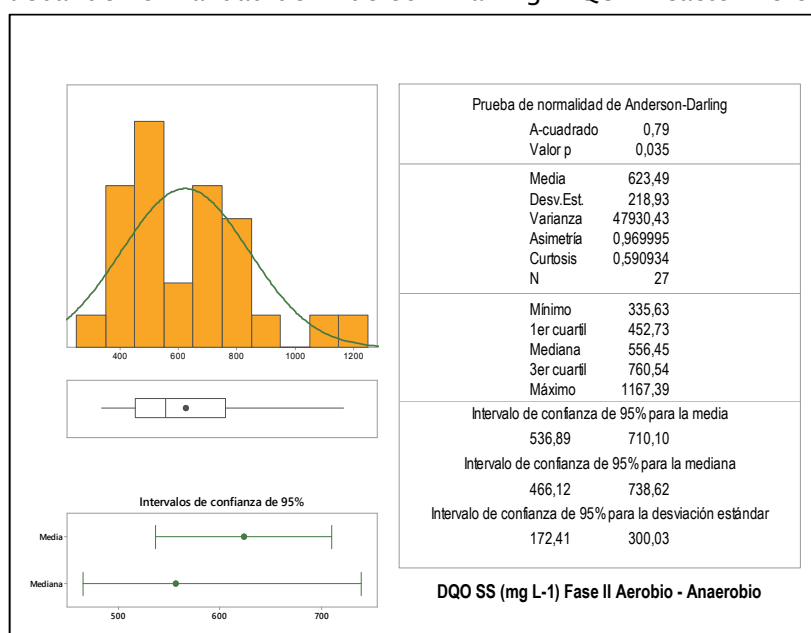
Determinación de la DQO

El parámetro de la DQO del sustrato sintético elaborado para los dos reactores de esta investigación (Aerobio - Anaerobio y Anaerobio) presentaron valores por encima de la media encontrada en la PTAR - C (322 mg L^{-1}) (Martínez & Pascichaná, 2019). Los resultados del análisis estadístico establecieron que el conjunto de datos evaluados en la prueba de normalidad Anderson-Darling (Minitab 18, 2021) tienen un valor P menor al nivel de significancia (5%), lo cual indica una distribución no normal que podría ser atribuida en el caso del reactor aerobio - anaerobio a la disminución gradual de la concentración en el sustrato como estrategia implementada para mitigar el posible impacto sobre la microbiota conformada durante la Fase I, en donde la fuente orgánica de alimentación del reactor fue el acetato de sodio.

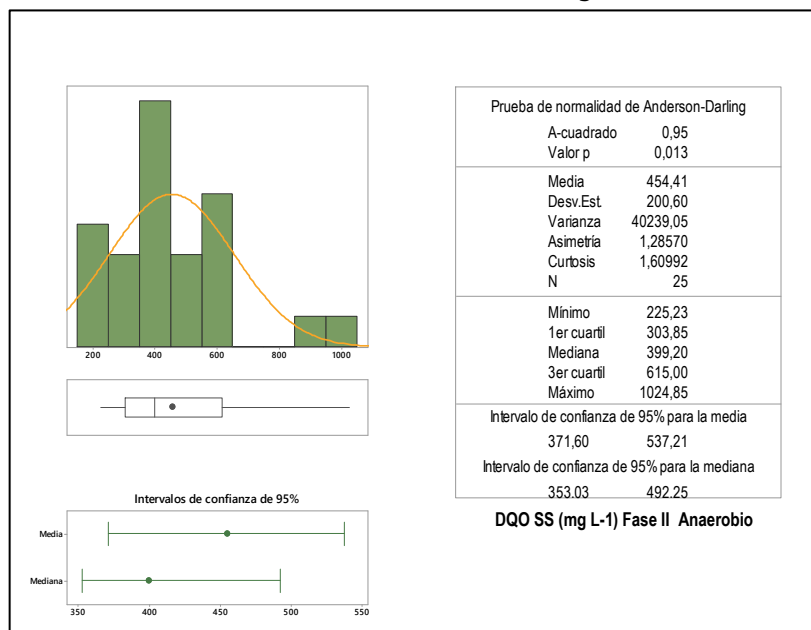
El reactor anaerobio, aunque mantuvo valores cercanos a la media de interés, tampoco siguió la normalidad, un comportamiento similar a las condiciones reales del agua residual doméstica, en el cual la concentración y la composición cambian de forma horaria, diaria y estacional (Henze et al., 2008). Es válido mencionar para ambos casos que, un mayor tamaño de muestra (N) podría potencializar la diferencia entre los datos y la distribución normal.

Dado que los datos tuvieron una tendencia de distribución sesgada como se observa en la Figura 6-3 y Figura 6-4, los rangos de la DQO fueron determinados mediante un intervalo de confianza del 95% para la mediana. De este modo, el reactor aerobio – anaerobio obtuvo valores de concentración entre 466 mg.L⁻¹ y 739 mg.L⁻¹ y el anaerobio entre 372 mg.L⁻¹ y 537mg.L⁻¹ con una desviación estándar que oscila entre 172 mg.L⁻¹ a 300 mg.L⁻¹ y 353 mg.L⁻¹ a 492 mg.L⁻¹, respectivamente.

Figura 6–3 Prueba de normalidad de Anderson–Darling: DQO – Reactor Aerobio –Anaerobio



Nota: Adaptado de Minitab 18 (2021).

Figura 6–4 Prueba de normalidad de Anderson–Darling: DQO – Reactor Anaerobio

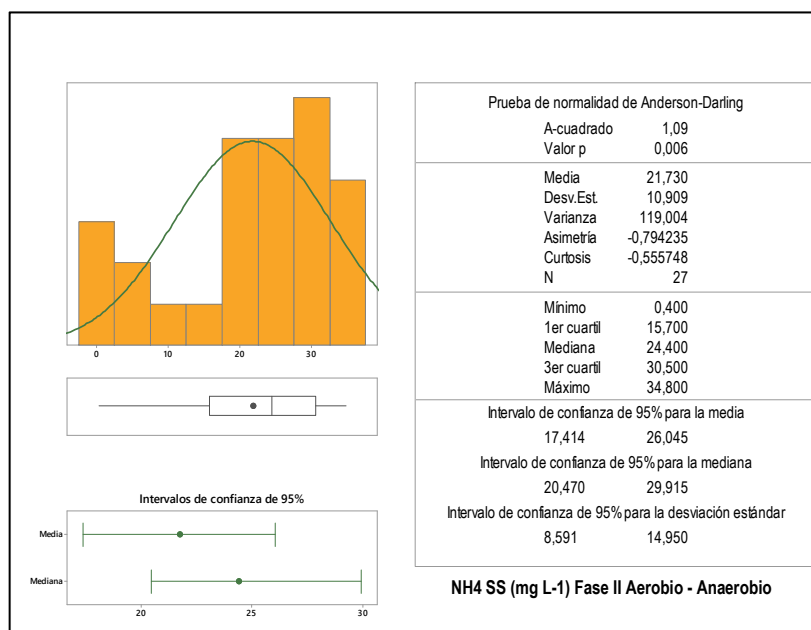
Nota: Adaptado de Minitab 18 (2021)

Determinación de nitrógeno amoniacal total y ortofosfatos

La concentración de los nutrientes representativos del ARD, nitrógeno y fósforo también fueron evaluados en el sustrato sintético. Los resultados de nitrógeno amoniacal obtenidos en el reactor aerobio – anaerobio no siguieron un comportamiento normal ni simétrico, por lo que se estableció un rango entre 20.47 a 29.92mgNH₄⁺ L⁻¹ para un intervalo de confianza del 95% de la mediana.

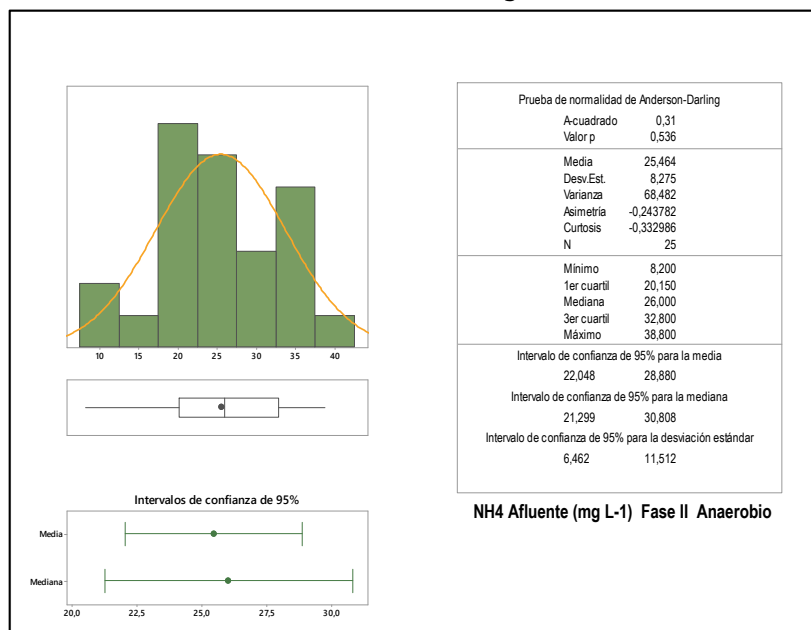
El reactor anaerobio presentó una distribución normal con media 25.46 mgNH₄⁺.L⁻¹ un valor por encima del máximo establecido en el estudio de Martinez & Pascichaná (2019) para la PTAR-C (12.80 a 23.30 mgNH₄⁺.L⁻¹). Al respecto conviene mencionar que ambos reactores obtuvieron rangos mayores a los esperados, esto posiblemente relacionado al contenido de nitrógeno de la solución de proteína.

Figura 6-5 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: $\text{NH}_4^+ + \text{L}^{-1}$ – Reactor Aerobio – Anaerobio



Nota: Adaptado de Minitab 18 (2021)

Figura 6-6 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: $\text{NH}_4^+ + \text{L}^{-1}$ – Reactor Anaerobio



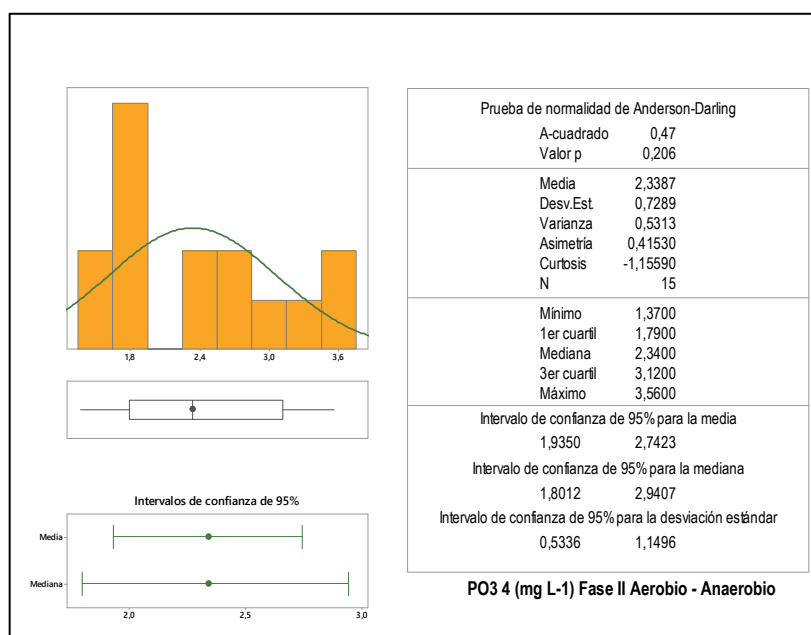
Nota: Adaptado de Minitab 18 (2021)

A pesar de que el número de muestras disminuyó en comparación con los demás parámetros evaluados, el conjunto de datos para los ortofosfatos del reactor aerobio – anaerobio de la Figura 6-7 determinó un

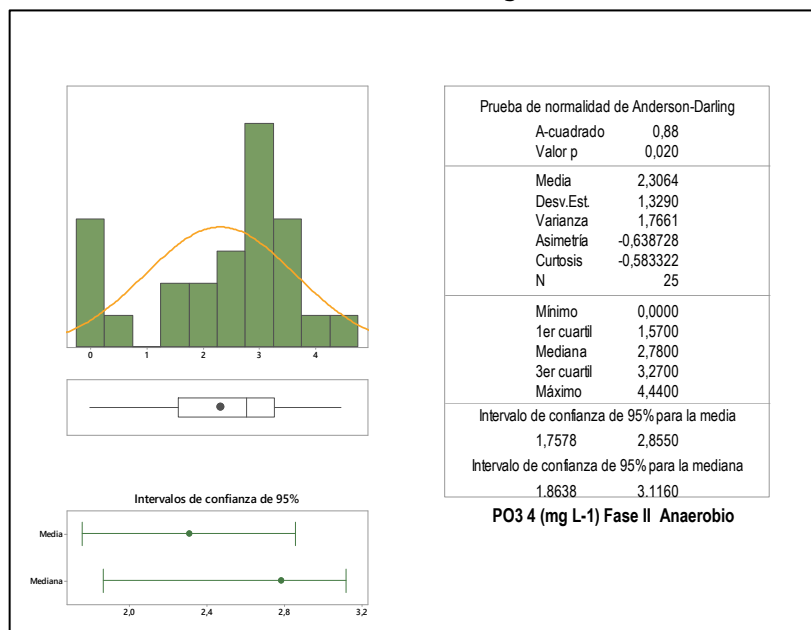
valor P (0,206) superior a 0.05 y siguió un comportamiento normal de media $2.34 \text{ mgPO}_4^3 \text{ L}^{-1}$. En contra parte, el reactor anaerobio además de no tener un comportamiento normal obtuvo valores de mediana (1.86 a $3.11 \text{ mgPO}_4^3 \text{ L}^{-1}$) por encima al máximo estipulado para el SS ($2.20 \text{ mgPO}_4^3 \text{ L}^{-1}$) de la PTAR-C.

Conviene mencionar que los parámetros nitrógeno y ortofosfato no son medidos periódicamente en la PTAR-C por lo que su registro de datos es limitado y anormal.

Figura 6–7 Prueba de normalidad de Anderson–Darling: $\text{PO}_4^3 \text{ L}^{-1}$ – Reactor Aerobio –Anaerobio



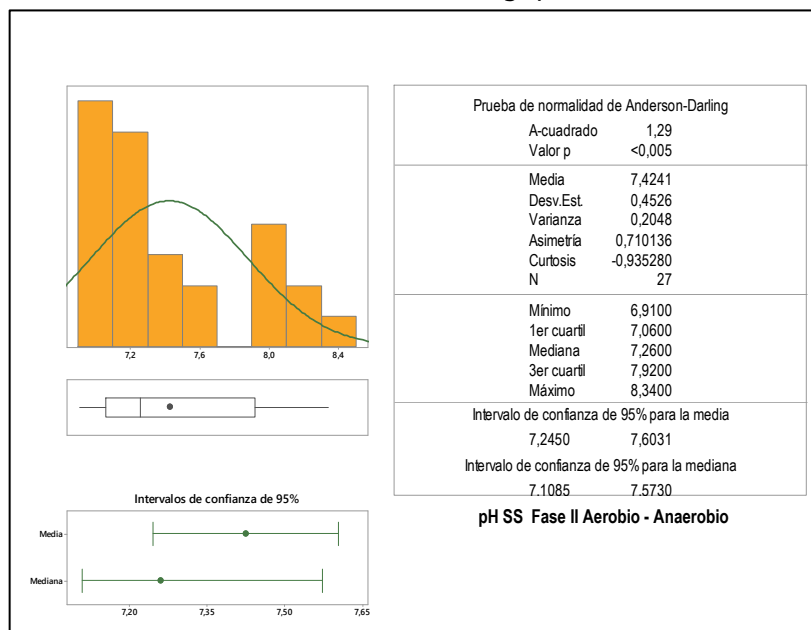
Nota: Adaptado Minitab 18 (2021)

Figura 6–8 Prueba de normalidad de Anderson–Darling: PO_4^{3-} L^{-1} – Reactor Anaerobio

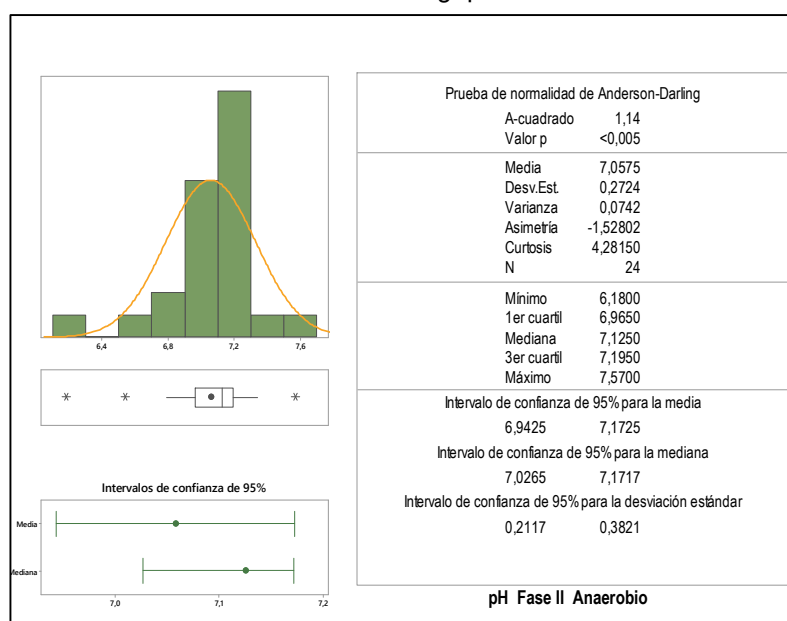
Nota: Adaptado de Minitab 18 (2021)

Determinación de pH

El valor del pH para el reactor aerobio-anaerobio y anaerobio no siguió un comportamiento simétrico ni normal, los mínimos y máximos se establecieron en 6.91 y 8.34 y 6.18 y 7.57, respectivamente. No obstante, ambos reactores se mantuvieron en un rango de pH neutro a ligeramente alcalino, un escenario que ha sido mencionado como adecuado para la granulación aerobia, ya que valores por encima a 8.5 evitaron la granulación aerobia según lo informado por Hailei et al. (2006).

Figura 6–9 Prueba de normalidad de Anderson–Darling: pH– Reactor Aerobio –Anaerobio

Nota: Adaptado Minitab 18 (2021)

Figura 6-10 Prueba de normalidad de Anderson-Darling: pH– Reactor Anaerobio

Nota: Adaptado Minitab 18 (2021)

Sustrato Sintético (SS)

Se realizaron alrededor de 27 y 25 determinaciones de la DQO en el SS final para el reactor aerobio-anaerobio y anaerobio, la concentración de las soluciones no se varió con el propósito de que la fracción

orgánica estuviese en el rango deseado; no obstante, para iniciar la Fase II del reactor aerobio-anaerobio se realizó un cambio gradual del sustrato, el cual consistió en combinar de manera porcentual el sustrato de la Fase I (acetato de sodio) con el SS. Se efectuaron mezclas de: 75-25, 50-50, 25-75 hasta completar el 100% del nuevo sustrato (SS).

La fracción inorgánica compuesta por el nitrógeno amoniacal y ortofosfatos registró 27 y 25 mediciones para el primero y 15 y 25 para el segundo. En la caracterización de ortofosfato del reactor aerobio-anaerobio, algunas muestras obtuvieron valores altos y fuera del rango por lo que no se incluyeron dentro del análisis estadístico. Este comportamiento se puede atribuir a la adición por goteo del jabón líquido usado como emulsionante para la preparación de la solución de grasas y aceites, un volumen inexacto que podría alterar el fósforo determinado estequiométricamente.

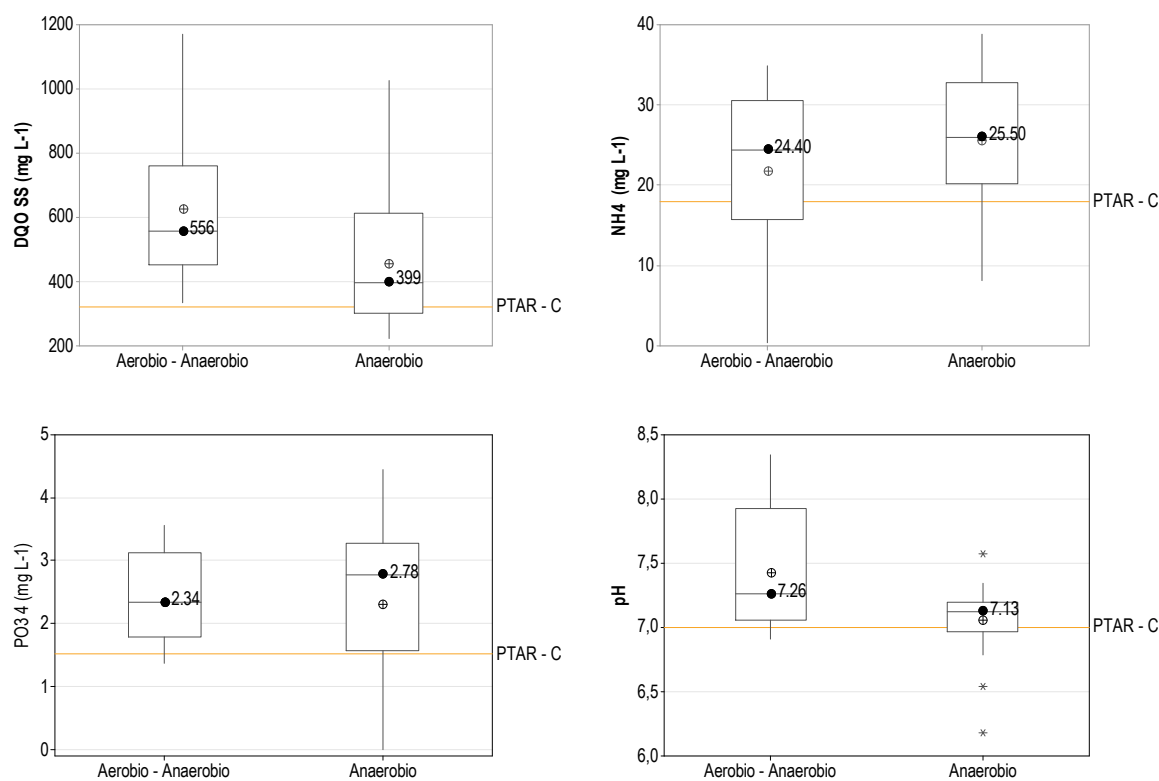
En la Tabla 6-7 se indican las tendencias centrales de los parámetros destacados para la fracción orgánica e inorgánica que conformaron el SS. Los resultados de la caracterización muestran que el sustrato sintético cumple con las características fisicoquímicas para simular el afluente de la PTAR-C. La diferencia alcanzada en MEZ correspondió a la etapa de transición durante la alimentación entre el SA y el SS, como consecuencia del cambio de una concentración superior a una inferior (1000 a 322 mg-DQO.L⁻¹); no obstante, la combinación de los compuestos de los sustratos, no interfirió en el comportamiento normal y simétrico de los datos ($P > 0.05$) con una confiabilidad del 95%; caso opuesto al reactor ANA-II, en el que fue anormal.

Tabla 6-7 Caracterización del sustrato sintético utilizado en la Fase II para simular características de ARD

Parámetro	Unidad	Sustrato sintético	
		Aero-Anae	Anaerobio
DQO	mg.L ⁻¹	556	399
Ortofosfatos	mg PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹	2.34	2.78
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹	24.40	25.50
pH		7.26	7.12

En la Figura 6-11 se relaciona la caracterización del sustrato sintético mediante los diagramas de caja-bigotes. Dado los resultados, se puede establecer que la mayor parte del comportamiento de los datos son explicados con su mediana, en ausencia de normalidad y tendencias por encima al instaurado para el agua residual de la PTAR-C.

En el reactor aerobio-anaerobio la mayor dispersión de los datos se ubicó entre el rango del 50% y 75% para la DQO, ortofosfatos y pH. En el caso del reactor anaerobio, este mismo rango se evidenció para la DQO y el nitrógeno amoniacal. Parámetros como ortofosfatos y pH en el reactor anaerobio, mostraron dispersión en los datos registrados en la primera parte de la caja (25% al 50%).

Figura 6-11 Diagrama de cajas DQO sustrato sintético –Fase II

Nota: (a) DQO, (b) NH₄, (c) PO₄³ y (d) pH

Adaptado Minitab 18 (2021)

En términos de COV, las concentraciones obtenidas fueron de 1.67 y 1.20 kg-DQO (m³.d)⁻¹ para el reactor MEZ y ANA-II, rango que también ha sido evaluado en estudios de AR real para GA como el realizado por (Li et al., 2015) en un reactor de flujo inverso con deflectores (0.54 -1.60 kg-DQO (m³.d)⁻¹), en el que a partir del día 21 de operación, se evidenció la aparición de gránulos diminutos.

6.4.2 Comportamiento del inóculo

Una vez se cumplió la adaptación (ANA-II) o en continuidad de la Fase I (MEZ), según los descrito en el numeral 6.3.4 Inóculos y adaptación, se dio la operación de la Fase II. De esta forma se resalta, que, aunque MEZ partió de un previo LGA, en ambos reactores se pudo percibir que las nuevas condiciones operacionales y de cambio de sustrato, ocasionaron la eliminación de una gran parte del lodo en los primeros 20 días. Los SST y SSV presentaron cambios en la concentración de 3220 a 1100 mg.L⁻¹ y 2345 a 786 mg.L⁻¹ para MEZ, y de 1960 a 1013 mg.L⁻¹ y 1693 a 747 mg.L⁻¹ para ANA-II respectivamente.

El reactor MEZ evidenció un efecto importante del SS sobre el comportamiento del lodo, puesto que desde el inicio de la transición del sustrato (75-25), se manifestó un aumento en el IVL con valores máximos de 594 mg-IVL₅.L⁻¹ en la relación 50-50 y 351 mg-IVL₃₀.L⁻¹ en la relación 25-75; lo que significó un deterioro en las propiedades de sedimentación para el lodo granular que estaba conformado. Este evento transitorio, también fue notorio en parámetros como el diámetro y el CI, en donde se observó un período de

reestructuración de las capas conformadoras de los gránulos aerobios. La Figura 6-13 muestra el cambio morfológico que presentó la biomasa frente al nuevo sustrato, un proceso que fue caracterizado por el paulatino desanude de los filamentos que recubrían y mantenían compacto el gránulo aerobio. En estos primeros 20 días de operación y conversión, el diámetro de los GA osciló entre 1.14 a 2.64 mm y el CI entre 0 a 7 %, sin embargo, luego de alcanzar el 100% de la alimentación con el SS, el diámetro no superó los 0.50 mm y fue indiferente a la modificación de 7 y 4 min en el TS. El CI también señaló una alteración al obtener valores superiores del 20%, un indicativo de inestabilidad en la estructura de los gránulos pero que con TS de 4 min mejoró.

Los cambios en el TS de 7 y 4 min, causaron principalmente en reactor MEZ, un pulimento de los gránulos aerobios con la supresión o acortamiento de los filamentos alargados que estaban sujetos al bionúcleo; en algunos casos, exteriorizaron los fragmentos de los gránulos anaerobios iniciales de la Fase I, los cuales fueron adoptados como medio de adhesión. Por otro lado, ambos TS controlaron y bajaron el IVL y el CI a rangos óptimos de 80.40 y 31 mg-IVL₅.L⁻¹ (7 y 4 min), y, 18.70 y 9.30% (7 y 4 min). Con relación a los SST y SSV, se evidenció un comportamiento estable después de completar toda la alimentación con SS del reactor (TS=10 min) y durante la operación del TS de 7min (1333 mg.SST.L⁻¹, 1069 mg-SSV.L⁻¹), no obstante, la concentración promedio de los sólidos disminuyó a 798 mg-SST.L⁻¹ y 560 mg-SSV.L⁻¹ con TS de 4 min.

El diámetro promedio inicial y distribución de tamaños del LGA en MEZ, presentó un decrecimiento como consecuencia de la alimentación con el SS. La operación comenzó con un diámetro medio de 1.83 mm y los mayores porcentajes de distribución correspondieron a los rangos >2 mm (53%) y <0.25 mm (28%). A medida que se generó la transición del sustrato, el comportamiento expandible de los filamentos aumentó el porcentaje de la categoría >2 mm al 86%, y los <0.25mm se redujeron a 8%. Aun así, al finalizar la transición del SS, los gránulos >2 mm desaparecieron y los <0.25mm abundaron por encima del 50% hasta concluir la operación como se enseña en la Figura 6-15. El TS de 7 min proporcionó en general una selección beneficiosa en la distribución de los tamaños, en especial sobre el rango 0.84-0.50mm.

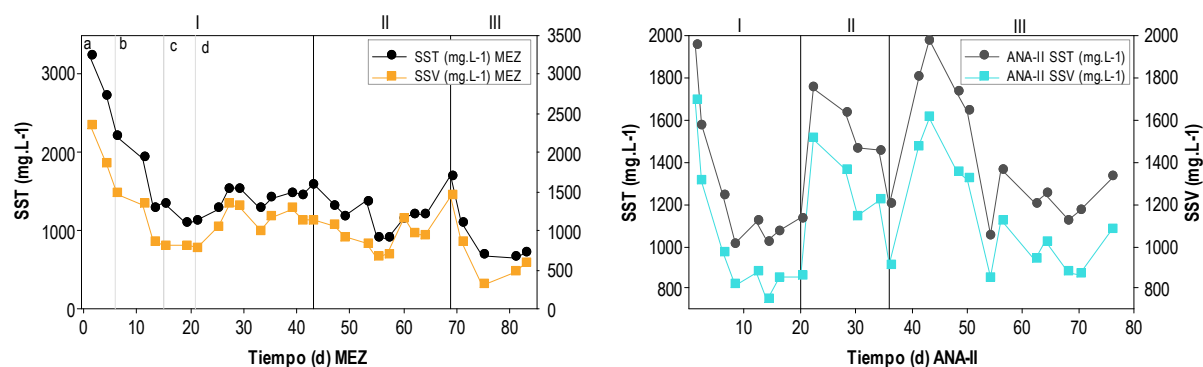
Durante la operación del reactor ANA-II, el comportamiento de los sólidos evidenció al igual que MEZ, una disminución significativa en la concentración de SST y SSV en el arranque, descendieron de 1960 a 1133 mg-SST.L⁻¹ y de 1693 a 860 mg-SSV.L⁻¹, respectivamente con TS de 15 min. Lo anterior, y como se observó en la Fase I, puede asociarse al lavado del lodo generado por la adaptación de las condiciones anaerobias precedentes del lodo a las aerobias encontradas en el reactor. Habitualmente, estos mecanismos de purga son un proceso de selección necesario en la formación y desarrollo de los agregados granulares, ya que promueve los organismos de lento crecimiento, los cuales tienden a formar agregados (por ejemplo, los organismos causantes de la nitrificación y la desnitrificación) y suprime la aparición de estructuras filamentosas (Bassin et al., 2019, Liu et al., 2020, Geng et al., 2020).

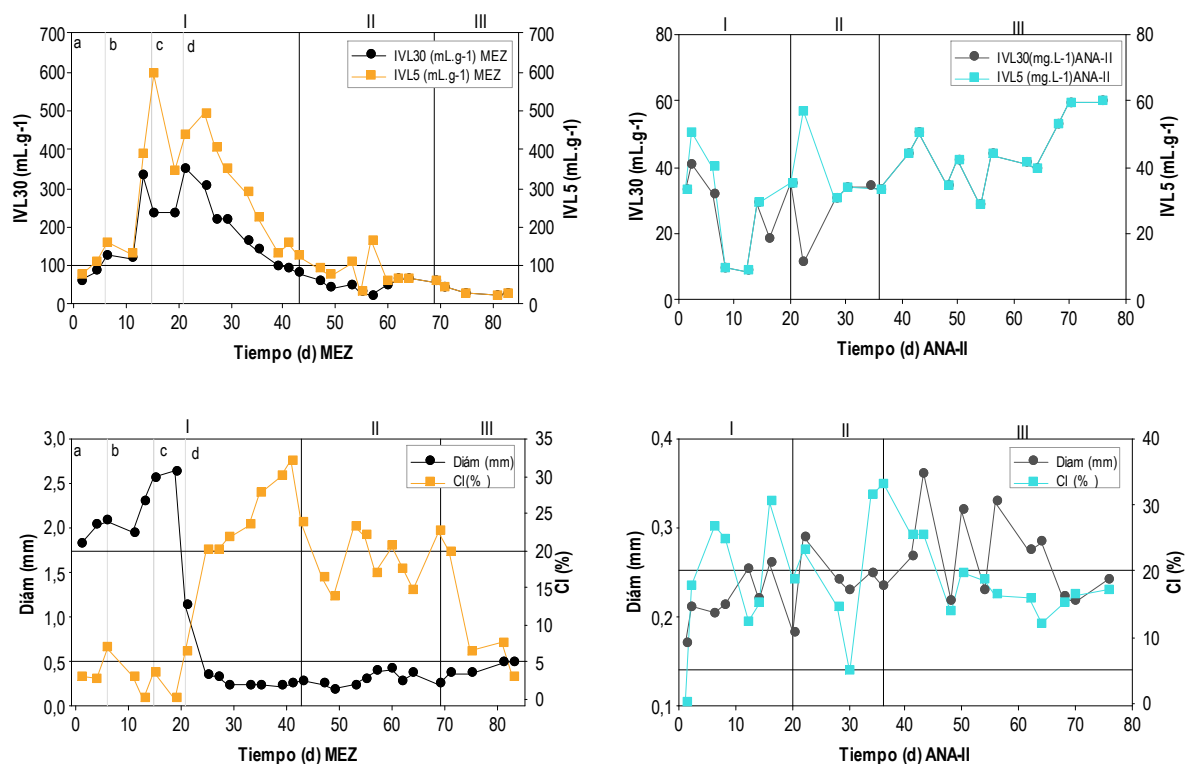
Luego de 20 días de funcionamiento y con el cambio en el TS a 10 min en ANA-II, fue notorio un aumento en el promedio de la concentración, así como, un comportamiento más estable de los SST y SSV (1504 mg-SST.L⁻¹ y 1232 mg-SSV.L⁻¹). De manera similar, el TS de 4 min mantuvo sobre los sólidos una conducta regular con promedios de 1425 mg-SST.L⁻¹ y 1141 mg-SSV.L⁻¹; excepto al inicio del cambio de tiempo, donde se incrementó la concentración de SST hasta obtener la más alta de la operación, 1980 mg-SST.L⁻¹. Una consecuencia que ha sido respaldada por distintas experiencias como la de Geng et al., (2020) y Li et al. (2020), los cuales concluyeron que disminuir el tiempo de sedimentación genera una presión de selección beneficiosa en la formación de la biomasa.

En general, los valores obtenidos de IVL a lo largo de la operación del reactor ANA-II, reflejaron la permanencia de las buenas características de sedimentación, propias de los lodos anaerobios. Los resultados estuvieron dentro de lo recomendado y fluctuaron entre 8.90 y 60 mg-IVL₅.L⁻¹ para IVL₅ e IVL₃₀. Como se muestra en la Figura 6-12, desde el inicio del funcionamiento de reactor, el inóculo mostró una adecuada condición con un IVL₅ y IVL₃₀ de 33.2 mg.L⁻¹, valor característico del desarrollo de biomasa granular (Carrera et al., 2016, Araneda et al., 2020). Cabe señalar que, la aparición particular de filamentos observados en los reactores de la Fase I, también se manifestaron sobre el día 27 en ANA-II, lo que aumentó el promedio del IVL, principalmente al disminuir el TS a 7 min; no obstante, la relación IVL₃₀/IVL₅ obtuvo el mejor resultado para lodos granulares como se reporta en la literatura (Nancharaiah & Kiran Kumar Reddy, 2018).

El proceso morfológico observado en ANA-II, partió de una leve desintegración y posterior aparición de estructuras filamentosas, similar al percibido en la Fase I, pero con menor duración y tamaño de los gránulos. El lodo anaerobio inoculador, presentó una media de diámetro de 0.17 mm, conformado en su mayor parte (82%) por diámetros menores a 0.25 mm y el remanente, entre los 0.25 y 0.5 mm (18%) como se observa en la Figura 6-12. Es necesario recalcar que, esta condición inicial del inóculo, fue altamente influenciada por la previa adaptación, ya que, durante los días en el que se cambió la concentración del SS, se evidenció una modificación en la configuración de los gránulos anaerobios acompañado del lavado de biomasa. Este proceso fue la base de la distribución de tamaños, puesto que redujo la variabilidad en el diámetro promedio y, por consiguiente, mantuvo los porcentajes de los rangos. De esta forma, los datos presentaron un comportamiento normal ($P = 0.25$), por lo que el diámetro obtenido para los tres TS (15, 10 y 7 min) varió entre 0.22 mm (Q1) y 0.27 mm (Q3) con un valor medio de 0.25 mm $\pm$ 0.04. La distribución de tamaños se estableció con valores cercanos al 1% (0.84-2.0 mm), 10% (0.50-0.84mm), 22% (0.25-0.50mm) y 67% (<0.25mm).

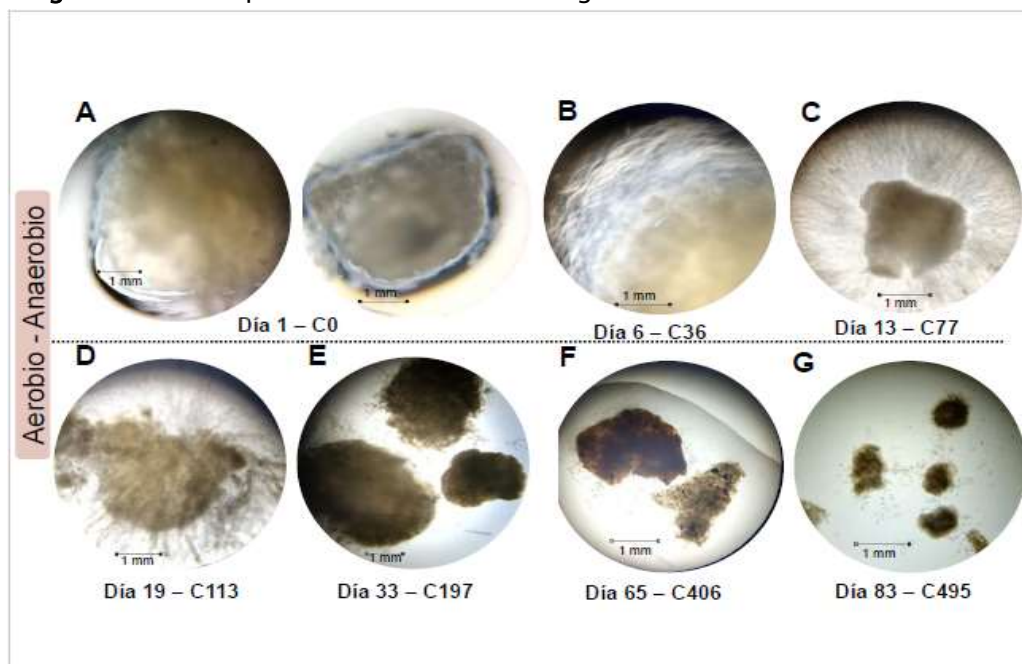
Figura 6-12 Comportamiento de la biomasa en los inóculos MEZ y ANA-II, Fase-II.





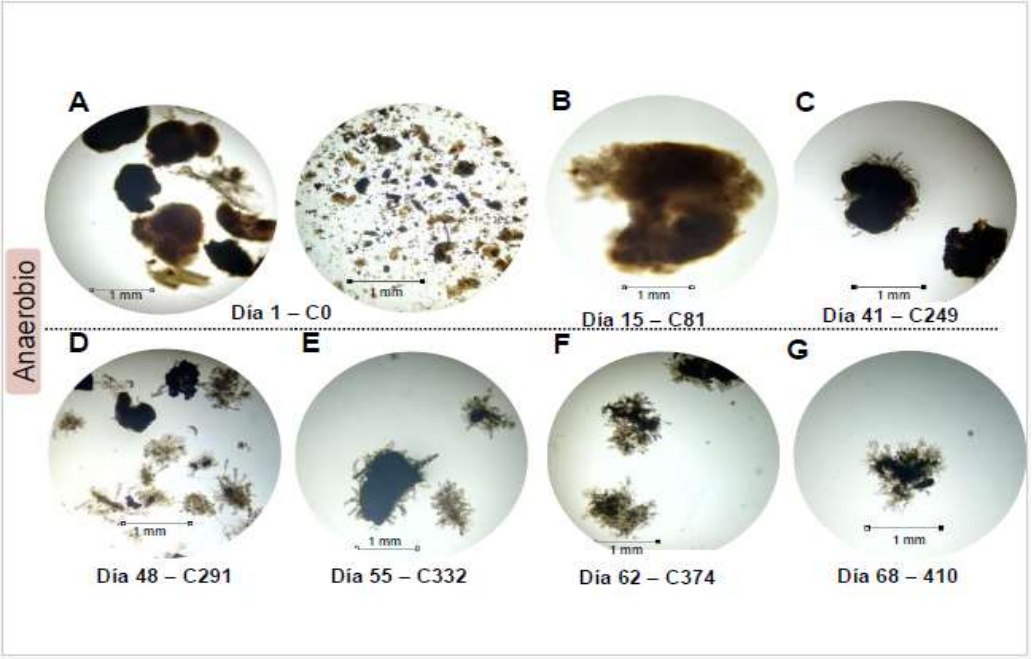
Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II)7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

Figura 6-13 Comportamiento de la morfología del inóculo Aerobio- Anaerobio (MEZ), Fase II.



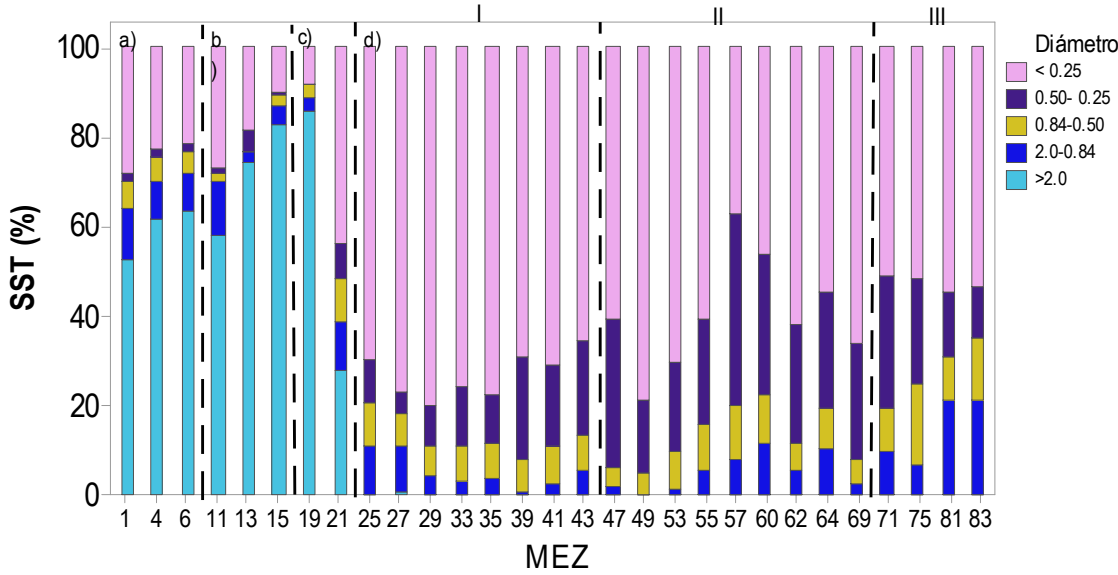
Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II)7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

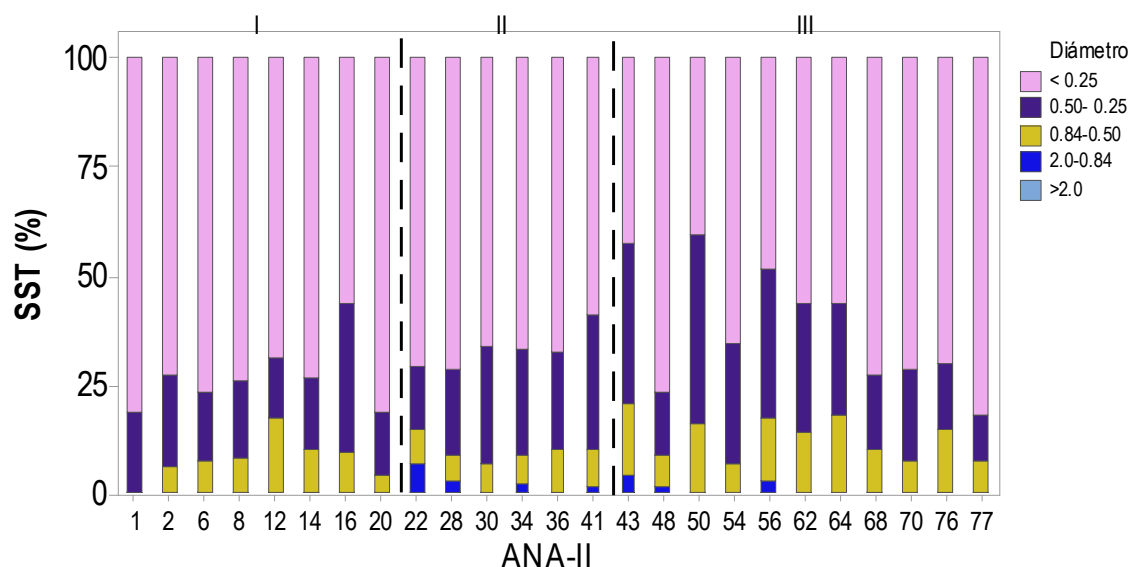
Figura 6-14 Comportamiento de la morfología del inóculo Anaerobio (ANA-II), Fase II.



Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II) 7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

Figura 6-15 Distribución del diámetro inóculo Aerobio- Anaerobio (MEZ), Anaerobio (ANA-II), Fase II.





Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II)7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

Comportamiento de la temperatura

La temperatura ambiente se mantuvo en un rango entre 24.4 y 32 °C en ambos reactores, valores que se encuentran dentro del rango mesofílico (12 °C a 38 °C) y que permiten el desarrollo óptimo de las actividades microbianas, reacciones bioquímicas y procesos de transferencia de sustrato (Hernández, 1992, Tsang et al., 2007, Cuadrado & Cuartas, 2019). En la Figura 6-16 se muestra los resultados de la temperatura ambiente mientras el funcionamiento de los reactores MEZ y ANA-II. El conjunto de datos para ambos reactores fue simétrico y normal sin diferencias significativas ($p > 0.05$) que concuerdan posiblemente con la operación en paralelo de las unidades experimentales.

Comportamiento del pH

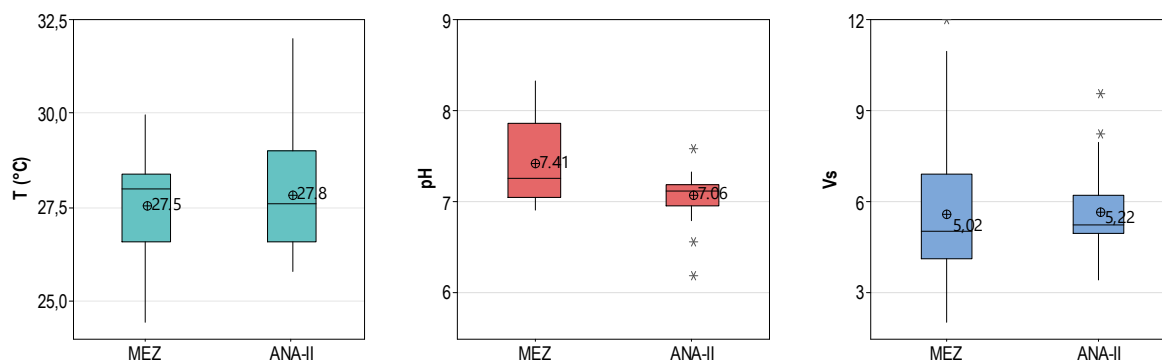
El pH se mantuvo variable dentro de un mínimo de 6.18 y un máximo de 8.34. Un rango representativo con lo reportado en la PTAR – C y recomendado para el buen desarrollo de los procesos químicos. De acuerdo con García & López (2003) y Díaz et al. (2010), un pH entre los valores 5 a 9 favorece el crecimiento de los microorganismos específicos que intervienen en los procesos de degradación y estabilización de la materia orgánica en los tratamientos. Así mismo, a pesar que estadísticamente el conjunto de valores no tuvo una distribución normal ($p > 0.05$), el pH de la experimentación se controló dentro del rango adecuado con mediana de 7.26 ± 0.45 y 7.13 ± 0.27 para MEZ y ANA-II, respectivamente durante la operación de los SBRs.

Comportamiento de la Vs

Las Vs obtenidas durante los experimentos, fueron cambiantes según la modificación de los TS, de aquí que, los resultados presentaron una tendencia asimétrica ($p < 0.05$). Algunos estudios, desarrollaron granulación aerobia exitosa con velocidades de sedimentación entre 4 y 10 m.h^{-1} (Beun et al., 2002, Liu et al., 2005, Wang et al., 2006, Nancharaiiah & Kiran, 2017). Dentro de ese contexto, este estudio encontró Vs incluidas en los valores reportados y sugeridos; comprendieron mínimos de 2.02 y 3.40 m.h^{-1} y máximos de 12 y 9.52 m.h^{-1} para MEZ y ANA-II, respectivamente. No obstante, la elección del TS y en consecuencia el de la Vs por su inversa relación, se basó en la observación y la concentración de los SST y SSV, con la

premisa que, la V_s del reactor tenía que superar la velocidad del lodo suspendido, sin generar el lavado de la biomasa. En la Figura 6-16, se identifican las gráficas de cajas con las medianas de MEZ y ANA-II (5.02 y 5.22 m.h⁻¹) obtenidas en los 2 reactores.

Figura 6-16 Comportamiento de la Temperatura (°C) del SA para los inóculos



Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II) 7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

6.4.3 Comportamiento de la materia orgánica en términos de DQO y nutrientes (N y P)

En concordancia con el valor de referencia de la PTAR-C, la COV media (556 y de 399 mg-DQO.L⁻¹) encontrada fue de 1.67 y 1.20 kg-DQO (m³.d)⁻¹ para los reactores MEZ y ANA-II.

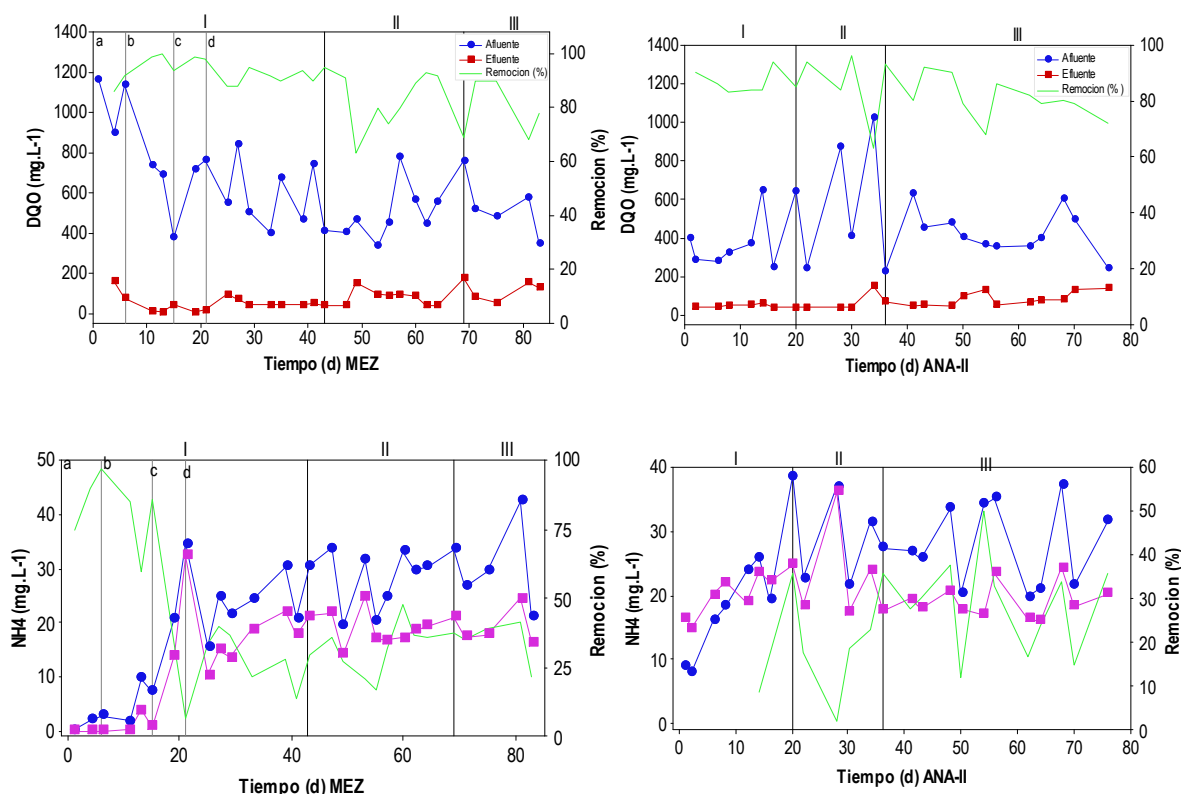
En la Figura 6-17 se muestra el rendimiento de la remoción de la DQO a lo largo de los dos experimentos. El reactor MEZ presentó un rendimiento de eliminación de la DQO en promedio del 90%; el mismo porcentaje encontrado en MEZ de la Fase I con flujo de aire a 3.5 L.min⁻¹, sin embargo, la máxima eficiencia encontrada estuvo en el TS de 10 min (95%) con un efluente de 38 mg-DQO.L⁻¹. Los TS de 7 y 4 min, mantuvieron un promedio idéntico de remoción del SS (81%).

Estudios como el de Li et al.(2020), también encontraron eficiencias de remoción de la DQO mayores al 80% en AR municipal. Su estrategia de cultivo incluyó la adición de fuentes de carbono como acetato de sodio y propionato de sodio, en el entendido que la baja carga orgánica del sustrato puede influir en la formación de los gránulos (Ni et al., 2009). Algo percibido en MEZ-Fase II, ya que, aunque las eficiencias son semejantes con las encontradas en la Fase I, fue evidente una disminución en el diámetro general de los GA.

En el caso de ANA-II, las medias de la remoción fueron bajando a medida que se realizaron los cambio del TS; 15 min obtuvo el mayor rendimiento con el 87%, seguido del 86% y 79% para los TS de 7 y 4 min. Esto refleja un comportamiento normal de media general del 84%, en el que el TS no mostró un efecto importante sobre la microbiota que conformó los gránulos. Igualmente, se puede destacar que, desde el inicio de la operación se obtuvo altos niveles de remoción, lo que pudo estar relacionado con la previa adaptación del inóculo anaerobio.

No obstante, aunque en ambos reactores se observaron altas variaciones del afluente, las eficiencias de eliminación de la DQO fueron siempre mayores al 63% a lo largo de toda la operación. Por lo expuesto previamente, los 2 reactores manifestaron una alta eliminación de la DQO a pesar de funcionar con diferente flujo de aire de $5.50 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ y $3.5 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ para MEZ y ANA-II. Tal como se ha relacionado en diferentes estudios de GA (Su et al., 2012, Li et al., 2020, Song et al., 2022).

Figura 6–17 Comportamiento de la DQO y N en los inóculos MEZ y ANA-II, Fase-II.



Nota: MEZ: TS (min); I) 10, II) 7, III) 4; ANA-II: TS (min); I) 15, II) 10, III) 7

Para efectos de la preparación de la fracción inorgánica en el SS, se tuvo en cuenta la dinámica de reacción de los reactivos con el agua. Las concentraciones de las soluciones se describen en la Tabla 1-9 del Capítulo 1 con la pretensión de encontrar los valores de la Tabla 1-6 Rangos establecidos para parámetros fisicoquímicos del AR.

La remoción del nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$) en el reactor MEZ tuvo un comportamiento irregular en la etapa de transición del SS. De esto, se señala que los valores más altos de eliminación en la operación se obtuvieron en la proporción 75-25, correspondiente al 97%, seguido por la de 50-50 con el 86%. Luego de haber terminado la transición de los sustratos, la operación indicó inestabilidad en los comportamientos de las remociones para todos los TS (10, 7, 4 min) con promedios del afluente de 24.13, 28.68 y 30.10 $\text{mg} \cdot \text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ y del efluente de 17.09, 19.13 y 19.18 $\text{mg} \cdot \text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$; aun así, el TS de 4 min fue el que mejor efecto de remoción mostró (34.50%). Ahora, con lo mencionado, para lograr la eliminación convencional del nitrógeno, se requiere condiciones tanto aerobias como anaerobias/anóxicas para la nitrificación del

amonio y la desnitrificación del nitrato o nitrito, respectivamente (Nancharaiah et al., 2017). En este sentido, la reducción de los diámetros del LGA generada por el cambio del sustrato, podría haber ocasionado la disminución en las tasas de remoción del $\text{NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, debido a que los microorganismos nitrificantes que se encuentran localizados en la región externa del gránulo podrían haber sido eliminados como efecto de las nuevas condiciones de alimentación. Autores como (Samaei et al., 2023) exponen que gránulos pequeños pueden obstaculizar la eficiencia de una simultánea nitrificación y desnitrificación, debido a que la excesiva difusión de OD disminuye la zona anóxica.

En común, el rendimiento de remoción se mantuvo en un promedio de 36%. para un intervalo de confianza del 95% de la mediana.

Contrario al arranque de MEZ, ANA-II no reportó remoción del NH_4^+ hasta después del día 12. Esto atribuido a la naturaleza del lodo anaerobio y su proceso de conversión biológica a la operación aerobia, puesto que una de las principales desventajas en la tecnología anaerobia está relacionada con la remoción insatisfactoria de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Durante la operación con TS de 15 min el comportamiento fue muy variable, pero con 10 y 7 min se observó cierta mejoría, presentando valores promedio de afluente de 28.16 y 27.98 $\text{mg-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, y efluente de 22.90 y 18.98 $\text{mg-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. De esta manera, la eficiencia del reactor fue en promedio baja a lo largo del ensayo con un promedio de 26% y un valor máximo alcanzado de 50% en el día 54. Pero si bien, el inóculo no estaba en una condición aerobia, estudios como el explicado por Díaz et al., (2020) con lodos del sistema activado, tampoco obtuvo porcentajes de eliminación mayores al 40%, esto debido a que los organismos nitrificadores son sensibles a una amplia gama de inhibidores orgánicos e inorgánicos.

Otros autores como Araneda et al. (2020) y Liu et al. (2020) conjeturan que el excesivo lavado de lodo inhibe el crecimiento de bacterias nitrificantes en la biomasa granular, por lo que el adecuado TS es un criterio fundamental para promover las bacterias de lento crecimiento.

Por último, a pesar de realizar un seguimiento a la concentración del P durante la operación, no fue posible obtener valores de remoción, ya que se presentó una considerable variación de los resultados tanto en el afluente como en el efluente del SBR. Los valores del afluente estuvieron por encima de lo establecido para el SS, posiblemente por los compuestos del extracto de carne usado o por algunos macronutrientes como el ácido fosfórico H_3PO_4 que pudieron generar algún tipo de aporte de fósforo al sustrato. De otro lado, también está la posibilidad de que los gránulos no hayan logrado conformar internamente una zona anóxica y anaerobia, lugar donde se realiza el consumo del fósforo por parte de los organismos acumuladores de fosfato (OAP). Autores como Guo et al. (2019) y Geng et al. (2020) mencionan que la remoción biológica de fósforo depende de las características y maduración de los gránulos aerobios y de condiciones de pH menores a 9 unidades que favorecen la actividad de los PAO.

6.5 Conclusiones

El tipo de sustrato es decisivo sobre las características morfológicas de la biomasa granular aerobia según la naturaleza del inóculo. Los constituyentes y la carga orgánica del SS fueron determinantes para las propiedades físicas como IVL, diámetro y coeficiente de integridad en la biomasa mixta (MEZ), pero no relevante durante la operación de la biomasa de origen anaerobio (ANA-II).

El TS proporciona un importante control y estabilidad sobre la concentración y las propiedades de sedimentación de la biomasa alimentada con SS. Por tal motivo la selección y el rango de variación son

claves para la conservación de los microorganismos promotores de la GA y el no lavado de la biomasa. En este caso, un TS entre 7 y 10 min fue óptimo para evitar el lavado del reactor y mejorar la distribución de los tamaños del lodo en ambos reactores. A nivel de tratamiento, el TS no influenció drásticamente el rendimiento de eliminación de la materia orgánica con valores de flujo de aire superiores a los 3.5 L.min⁻¹.

El tamaño y porosidad de los gránulos define el desempeño físico y fisiológico del sistema. La conformación de los microambientes del LGA inicial de MEZ demostró la capacidad de eliminación simultánea de los nutrientes C y N en el arranque de la operación, el cual fue disminuyendo a medida que los diámetros también se redujeron. Contrario a lo presentado en el reactor ANA-II, en donde la naturaleza de los microorganismos anaerobios, no mostró inicialmente la eliminación de los nutrientes, hasta evidenciar la presencia de filamentos blanquecinos asociados a organismos aerobios (Día 12).

La implementación de un sustrato sintético para el desarrollo de GA fue efectivo, porque simuló procesos fisicoquímicos importantes de los sistemas de tratamiento, lo que facilitó la elaboración y consecución de los volúmenes de agua requeridos para la alimentación de los dos reactores en simultaneo.

El tiempo de adaptación al sustrato sintético fue similar en ambos inóculos (MEZ y ANA-II), entre 10 y 20 días. La adaptación previa a la operación de ANA-II, aportó una presión de selección sobre el lodo inoculador que disminuyó la variabilidad en la distribución de tamaños y la efectiva remoción de la DQO durante la operación.

La aparición de estructuras filamentosas está fuertemente relacionada con el proceso de granulación en la etapa inicial de la operación. En ambos reactores funcionaron como esqueleto de soporte para la adhesión y el crecimiento de las cepas bacterianas hasta entrelazarse y conformar capas como armadura de protección.

Referencias Bibliográficas

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>

- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge. OCTOBER 2001*. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). Comamonas testosteroni colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different*

shear force in sequencing batch reactors.

- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región.*
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales.* <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos.* <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema.*
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamzah, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>

- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billig, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>
- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>

- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.
- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.

- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekaamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of

- probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecurso Tecnología*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. <https://doi.org/10.1016/S0043->

1354(00)00277-3

- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor*.
- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism , key in influencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism , key in influencing factors , and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment : A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522.

<https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>

- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>
- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). *A general model for biosorption of Cd²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules*. 102, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, 46(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, 108(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). *Aerobic granules: a novel zinc biosorbent*. 11, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, 317(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, 47(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, 182, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. zhu, Pu, W. hong, Yang, J. kuan, Shi, Y. fei, Wang, J., Bai, J., Zhou, X. yue, Jiang, G. sheng, Li, C. yang, & Liu, F. biao. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 169, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, 60(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>

- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developping countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martinez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 104, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, 8(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. sheng, Zhang, Y. jun, Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 95(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inzynieria Chemiczna i Procesowa*, 33(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, n. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohlman, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, 6(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, 89, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, 45(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 31(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháltz, P., Czakó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>

- Nancharaiah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nancharaiah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nancharaiah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals*. Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>
- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical*

- Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelprocesoodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>

- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187. <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiiah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor*. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>

- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827. <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous- flow aerobic granulation in plug- flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *WaL Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge

- blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., Eugenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a*

stable aerobic granule size during the treatment of wastewater."

- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., NI, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzymtec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes*. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.
- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge : A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>

- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). *A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater*. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate , Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater : Efficient carbon , nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater : Is it really better than that of activated sludge ? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhaan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge : A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for

wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>

Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(97\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(97)00214-0)

Capítulo 7. Estudio de las comunidades microbiológicas

7.1 Introducción

La biogranulación es un proceso de autoinmovilización microbiana que se divide en dos grupos generales: granulación anaerobia y aerobia. La granulación anaerobia ha sido ampliamente estudiada y reportada durante décadas, mientras que el interés por la granulación aerobia inició en la década de los 90's (Liu, 2008a). De acuerdo con (Fitzpatrick et al., 1989), existen varias razones para fomentar la formación de agregados microbianos, tales como: a) Desarrollo de poblaciones heterogéneas de microorganismos sintróficos, b) Interacciones entre organismos adyacentes e intercambio genético que promueven la simbiosis, c) Aumento de la capacidad de absorción de nutrientes, d) Protección contra agentes depredadores y e) Resistencia ante condiciones desfavorables para el crecimiento de microorganismos (por ejemplo, valores extremos de pH).

El LGA está compuesto por una alta diversidad de comunidades microbianas, que tienen un sistema ecológico complejo y capacidad de proporcionar un alto rendimiento de biodegradación de sustancias orgánicas (Winkler et al., 2018, Xia et al., 2018). Según Calleja (1984), "la distribución estructural y regulación de los genes, puede determinar si la función de agregación de las células es constitutiva o inducible". Si la capacidad de granulación aerobia es constitutiva (es decir, las funciones hacen parte del metabolismo básico celular), la granulación aerobia se presentará independientemente de las condiciones ambientales. En contraste, si la capacidad para la granulación aerobia es inducible, esta se expresará solamente en determinadas condiciones o en respuesta al ambiente externo. Pues bien, la evidencia disponible hasta el momento, ha identificado una heterogeneidad de bacterias en los gránulos aerobios desarrollados bajo diferentes condiciones operacionales, tales como: heterótrofas, nitrificantes, desnitrificantes y acumuladoras de P y de glucógeno (Tsuneda et al., 2003, Yang et al., 2003, Zhao et al., 2013); razón por lo cual, autores como Liu Y et al. (2005) y Bindhu (2013), formulan que el proceso de la granulación aerobia no depende de la especie y puede ser inducible mediante las condiciones de operación.

De ahí que recientemente, se ha llevado a cabo diferentes trabajos en los que se ha concluido que las propiedades fisicoquímicas de los LGA (estructura del lodo, sedimentabilidad, tamaño granular) también están influenciadas por la comunidad microbiana (Xia et al., 2018; Liu et al., 2020). Por lo que, en los últimos años se ha dado mayor atención a estudios relacionados con la comunidad y características microbianas, el almacenamiento y reactivación del lodo, y métodos de almacenamiento (p. ej., secado, baja temperatura) (Lv et al., 2018; Cheng et al., 2018; Zhang et al., 2019; Ogura et al., 2020). Autores como (Toh et al., 2003; Liu et al., 2016; Ali et al., 2019), evaluaron el impacto del que tiene el tamaño granular en la estructura microbiana, las características físicas y la capacidad de nitrificación (Quoc et al., 2021).

Por tal razón, en este Capítulo se presenta el análisis de las comunidades microbiológicas de algunos de los inóculos propuestos como parte de la investigación, buscando de esta forma, contribuir en la comprensión de los factores ecológicos implicados en el proceso de agregación y su estructura resultante.

7.2 Revisión de literatura

7.2.1 Microbiología del tratamiento de agua residual

Existen diferentes tipos de organismos que participan en los procesos que ocurren dentro del tratamiento biológico de agua residual. Cada sistema de tratamiento biológico presenta una situación en particular, por lo que, la composición de las comunidades microbianas está relacionada directamente con esas condiciones externas. En principio, los organismos en las plantas de tratamiento biológico pueden ser divididos en bacterias, arquea, hongos, algas, protozoos y metazoos (Etterer, 2006).

Los contaminantes del agua residual se eliminan a través de una cadena alimenticia que se acelera en el reactor biológico. Las bacterias, arqueas y en menor medida hongos, eliminan la materia orgánica y los nutrientes que se disuelven en el AR para obtener energía y carbono que contribuye en su propio crecimiento, reproducción y mantenimiento. Los protistas y los micrometazoos son los principales depredadores de la cadena alimenticia. Los protistas consumen materia orgánica y se alimentan principalmente de bacterias y otros protistas, lo que influye en la dinámica de la población microbiana y contribuye a la eliminación de patógenos. Los metazoos son depredadores de bacterias y protistas suspendidos, contribuyendo así a la eliminación de partículas suspendidas en el agua. Los virus (bacteriófagos) y las bacterias depredadoras también desempeñan un papel importante en la regulación de la población bacteriana (Seviour, R., & Nielsen, 2010, Bitton, 2011, Johnke et al., 2014)

Las bacterias constituyen la mayor parte de la biomasa, siendo el grupo dominante dentro de la comunidad biológica en los sistemas de tratamiento de AR. Pertenecen principalmente al filo *Proteobacteria*, pero también se encuentran en cantidades significativas *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Planctomycetes* y *Actinobacteria* (Wagner et al., 2002, Seviour & Nielsen, 2010, Bitton, 2011). Las bacterias predominantes son quimioorganoheterótrofas responsables de la degradación y mineralización de compuestos orgánicos. Estas bacterias también producen polisacáridos y otros compuestos poliméricos que facilitan la agregación microbiana (Bitton, 2011).

7.2.2 Agregación bacteriana del LGA

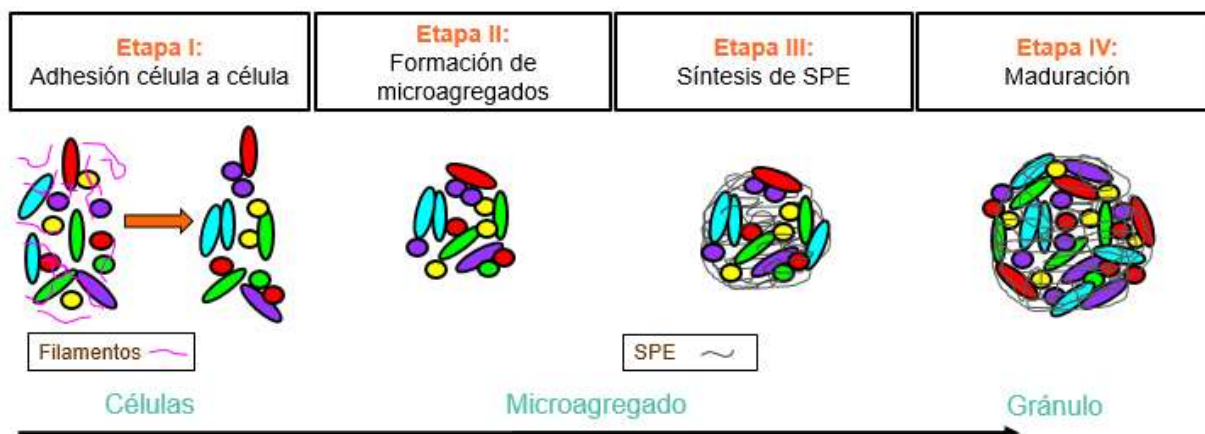
La auto inmovilización de microorganismos en agregados o gránulos es un proceso que ha sido aprovechado en el tratamiento biológico de agua residual municipal e industrial (Linlin et al., 2005). A diferencia de la biopelícula, los gránulos aerobios se forman a través de auto inmovilización de microorganismos (especialmente bacterias) sin ningún material de soporte en condiciones aerobias o alternas aerobias-anaerobias. Esta agregación bacteriana puede generarse de dos formas (Khan et al., 2013):

- 1) Auto-agregación: Interacción célula a célula de especies genéticas idénticas; y
- 2) Co-agregación: Adherencia de célula a célula entre parejas bacterianas genéticamente distintas.

De esta manera, la formación de los gránulos aerobios ha sido distribuida en cuatro etapas: 1) la fijación inicial célula-célula para iniciar el proceso, 2) el desarrollo de microagregados formados por estas células autoadhesivas, 3) la biosíntesis de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) de los microorganismos agregados, y 4) la maduración de los gránulos en respuesta a los parámetros hidrodinámicos externos aplicados (Zhang et al., 2016) (ver Figura 7-1).

Dentro de este contexto se puede entender que la granulación aerobia es un proceso influenciado o controlado por varios factores que depende principalmente de la configuración del reactor y de las condiciones ambientales y operacionales. Los parámetros operacionales, incluyendo la carga del sustrato, la intensidad de aireación, el régimen de alimentación e inanición, el tiempo de sedimentación y el tiempo de retención hidráulico (TRH) pueden modificarse para seleccionar la formación de lodos granulares aerobios estables (Rosman et al., 2014).

Figura 7-1 Proceso de formación del gránulo aerobio



7.2.3 Diversidad microbiológica en el LGA

Una heterogeneidad de bacterias se han identificado en gránulos aerobios desarrollados bajo diferentes condiciones operacionales, tales como: heterótrofas, nitrificantes, desnitrificantes y acumuladoras de P y de glucógeno (Tsuneda *et al.*, 2003, Yang *et al.*, 2003, Zhao *et al.*, 2013). Anaerobiosis y células muertas también han sido encontradas en los centros de los gránulos aerobios (Gonzalez-Gil y Holliger, 2011), lo que puede conllevar a la producción de ácidos orgánicos y de gases dentro de los gránulos que eventualmente conduciría a la desintegración de los gránulos aerobios (Oh, 2003). En consecuencia, la distribución de las diferentes poblaciones microbianas en un gránulo, pueden tener un efecto sobre su estabilidad. De otro lado, la diversidad microbiana se relaciona con la composición de los medios de cultivo en los que se desarrollaron y en la estructura del gránulo (Liu y Tay, 2004).

Song *et al.* (2010), estudiaron las estructuras de las comunidades microbianas de dos tipos de inóculos procedentes del tratamiento de agua residual de la industria cervecera (A) y de un municipio (B). Los perfiles indicaron una mayor diversidad microbiana en el inóculo A que en B. De manera que, el lodo A se aclimató más rápido a las condiciones del reactor, mientras que B se vio afectado en gran medida por las condiciones operacionales. Es así que, la estabilidad de la comunidad microbiana induce al mejor rendimiento de la GA. Por otro lado, los resultados filogenéticos determinaron que la subclase γ y α de Proteobacterias y Actinobacteria predominaban en los sistemas. Para el inóculo A, las especies dominantes en la comunidad microbiana estable fueron *Paracoccus* sp., *Devosia hwasunensi* y *Pseudoxanthomonas* sp y para el inóculo B, *Lactococcus raffinolactis* y *Pseudomonas* sp.

De otra forma, también se ha investigado la microbiota de GA alimentados con sustratos de propionato y acetato (Gonzalez-Gil y Holliger, 2011). Después de 50 días de operación del reactor, se observó que distintas poblaciones microbianas dominaron los gránulos cultivados. Los gránulos de propionato estaban

dominados por *Zoogloea* (40%), *Acidovorax* y *Thiothrix*, mientras que los gránulos de acetato estaban dominados principalmente por *Thiothrix* (60%).

Las bacterias autótrofas también son componentes importantes para el tratamiento de AR. Los nitrificadores son quimiolitautótrofos aerobios, que son organismos clave en la eliminación biológica de nitrógeno mediante la oxidación de amonio a nitrato. Esto se realiza en un proceso de dos pasos por diferentes grupos bacterianos: bacterias oxidantes de amoníaco (AOB), que oxidan el amonio a nitrito, y bacterias oxidantes de nitrito (NOB), que oxidan el nitrito a nitrato (Schmidt et al., 2003, Daims et al., 2006). *Nitrosomonas* sp. y *Nitrosospira* sp. son los principales representantes de AOB y los miembros de los géneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus* y *Nitrospira* son los NOB más comunes. Sin embargo, mediante el uso continuo de enfoques moleculares, nuevos jugadores como el NOB *Nitrotoga* sp. y se han identificado nuevas vías implicadas en el proceso de nitrificación, como la oxidación completa del amoníaco a nitrato, o comammox, por un solo organismo (Daims et al., 2006, Sheik et al., 2014, Daims et al., 2015, Lucker et al., 2015, van Kessel et al., 2015). El nitrógeno también puede oxidarse mediante oxidación anaeróbica de amoníaco (anammox) por bacterias quimiolitautótrofas pertenecientes al filo Planctomycetes, que oxidan anaeróbicamente el amonio y reducen el nitrito produciendo gas dinitrógeno (Daims et al., 2006).

Las bacterias desnitrificantes también son actores clave en el tratamiento de aguas residuales, ya que reducen los compuestos de nitrógeno oxidados como el nitrito o el nitrato a gas dinitrógeno (Schmidt et al., 2003). No está claro qué poblaciones son dominantes, ya que la capacidad de desnitrificación se distribuye entre muchos linajes bacterianos diferentes y las poblaciones cambian según la planta de tratamiento y el proceso de aguas residuales. Los géneros *Aquaspirillum*, *Azoarcus*, *Thaurea* y los organismos acumuladores de polifosfatos (PAO) se han descrito como desnitrificadores dominantes (Sheik et al., 2014). Los PAO también participan en la eliminación biológica del fósforo mediante la acumulación intracelular de polifosfato. Se ha informado que el género *Candidatus Accumulibacter phosphatis*, no cultivado y no clasificado, perteneciente a la clase Betaproteobacteria, es el principal organismo responsable de la acumulación de fosfato (Daims et al., 2006, Sheik et al., 2014).

7.3 Metodología

7.3.1 Selección y toma de muestras

Para el análisis de las comunidades microbianas, se tomaron en total 6 muestras, 2 en la Fase I del reactor MEZ y 4 en la Fase II del reactor MEZ y ANA-II; correspondientes al afluente y efluente de cada reactor. En la Figura 5-3 y Tabla 7-1, se muestra el esquema de la metodología general para la investigación junto a la nomenclatura asignada a las muestras.

Tabla 7-1 Nomenclatura de las muestras microbiológicas

Tipo de Muestra	Reactor	Fase	Nomenclatura
Afluente	MEZ	I	PD4
Efluente			PD3
Afluente	MEZ	II	PD7
Efluente			PD6
Afluente	ANA-II	II	PD5
Efluente			PD1

Las muestras fueron recolectadas al inicio y fin de la operación de los reactores en tubos tipo falcon esterilizados. Luego, se almacenaron con una solución de etanol al 70% y se refrigeraron a -18°C hasta ser enviadas a secuenciación al laboratorio Molecular Research LP (MR DNA, Co, TX, USA).

7.3.2 Análisis de la comunidad microbiana.

El estudio de la comunidad microbiana se realizó mediante el análisis de ADN. Para ello, se seleccionó la plataforma de secuenciación Illumina Miseq, la cual integra la generación de grupos, la amplificación, la secuenciación y el análisis de datos en un único instrumento. MiSeq System aprovecha el proceso químico de secuenciación por síntesis (SBS, sequencing by synthesis) de Illumina, una tecnología de secuenciación de nueva generación (NGS, next-generation sequencing) probada y que ha permitido generar más del 90 % de los datos de secuenciación en todo el mundo (Illumina, 2021).

Extracción de ADN

Para la extracción de ADN, 50 ml del efluente de los reactores fueron centrifugados a 10000 g por 30 minutos (UNIVERSAL 320 - Hettich). Se descartó el sobrenadante y el pellet fue usado como material de partida para la extracción de ADN. Se usó el kit NucleoSpin Soil (Macherey–Nagel GmbH, Germany) siguiendo las recomendaciones del fabricante. Se midió la calidad y cantidad del ADN extraído mediante electroforesis en gel de agarosa y espectrofotometría usando Nanodrop 200 (ThermoFisher Scientific, Waltham, Massachusetts, EE. UU).

Las regiones del gen V3-V4 16S rRNA (341F - 805R) fueron analizados utilizando QIIME2 v 2023.9 (<https://qiime2.org>) (Bolyen et al., 2019). La eliminación de ruido, la desreplificación de las secuencias y el filtrado de quimeras con el método de consenso se realizaron utilizando DADA2 (Callahan et al., 2016), dentro de QIIME2. La asignación taxonómica de las variantes de secuencia de ampliaciones (ASV) (97% de identidad de secuencia) se realizó utilizando el complemento “fit-classifier-naïve-Bayes”, frente a la base de datos de referencia SILVA 138. La visualización de abundancias e índices de diversidad se realizó usando el paquete Phyloseq (McMurdie & Holmes, 2013) de R (R Core Team, 2022)

7.4 Resultados y análisis

Una vez procesados los resultados mediante secuenciación de ADN, se analizó y caracterizó cada muestra a nivel de Phylum, familia, género y especie con el fin de determinar la abundancia y distribución de las comunidades microbiológicas de los inóculos.

En la Figura 7-2 se muestra la clasificación filogenética de las lecturas microbianas obtenidas en las 6 muestras de lodo, realizadas a los reactores MEZ-Fase I, MEZ-Fase II y ANA-II. De forma general, se encontró que los filo *Proteobacterias* y *Bacteroidetes* estuvieron presentes en todos los tratamientos, y sus mínimas abundancias fueron de 23% y 14%.

El reactor MEZ de la Fase I, evidenció cambios taxonómicos entre el inóculo inicial (PD4) y final (PD3). La muestra inicial PD4, fue la que mayor diversificación de microorganismos presentó con respecto a las demás muestras, un resultado posiblemente logrado por la combinación entre el inóculo aerobio y anaerobio que representó a este reactor. Asimismo, las condiciones operacionales aplicadas en el reactor, produjeron una considerable disminución del filo *Chloroflexi*, *Euryarchaeota* y *Firmicutes* con valores por debajo del 1%, y un aumento de *Verrucomicrobia* al 18%. *Chloroflexi* se considera un tipo de bacteria filamentosa que puede desaparecer o permanecer en las últimas fases de la granulación, y, puede depender de la

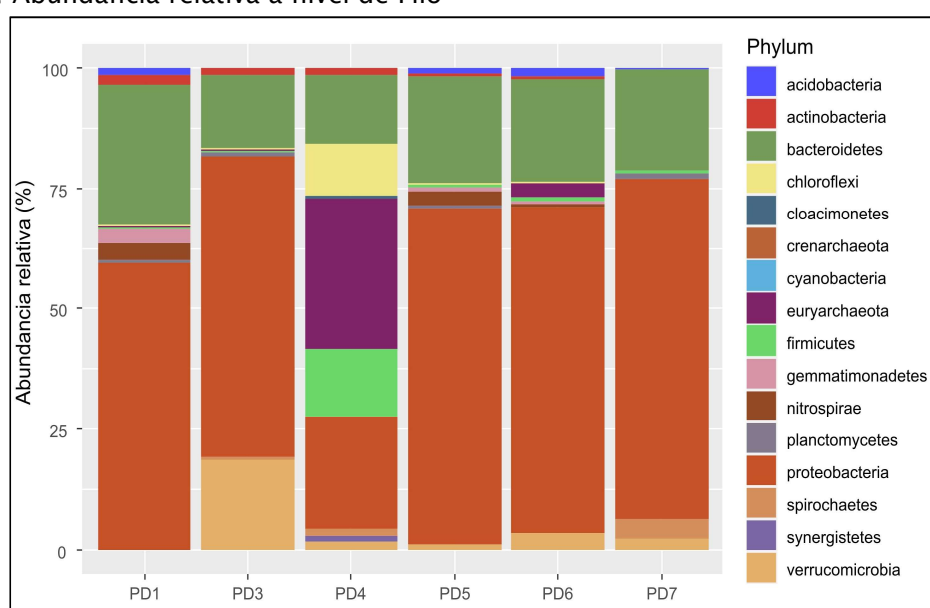
disponibilidad de la fuente de carbono (Li et al., 2020). Luego, el filo *Actinobacteria* aunque mantuvo un porcentaje bajo (1.46%) en el análisis inicial (PD4) fue estable frente al tratamiento (PD3). Lo que sugiere, que el proceso de granulación también es un proceso de selección que favorece a ciertos microorganismos y su dominio.

Ahora, después de que MEZ finalizó la Fase I, la operación del reactor fue mantenida activa aproximadamente 140 días, antes de comenzar la Fase II. En el transcurso de este tiempo, la muestra inicial de la Fase II (PD7), presentó algunas modificaciones sobre la composición microbiológica de la biomasa, aun cuando las condiciones de operación y de alimentación permanecieron. *Proteobacterias* y *Bacteroidetes* aumentaron y continuaron dominando el reactor con el 70% y 20%; así como, *Spirochaetes* pasaron de 0.76% al 4%. *Actinobacteria* disminuyó casi hasta la eliminación (0.16%).

Con relación al cambio en la alimentación del reactor (PD7 y PD6), se pudo observar que variar el sustrato (SA a SS), también ocasionó alteración sobre la microbiota. Dentro de lo más destacado, se evidencia nuevamente el afloramiento en pequeñas cantidades de *Euryarchaeota*, *Actinobacteria* y *Acidobacteria* (3%, 1%, 2%).

Los grupos de microorganismos de ANA-II presentaron un comportamiento estable a pesar de las condiciones operarias. Las principales diferencias se dieron en el aumento del filo *Acidobacteria*, *Actinobacteria* y *gemmatimonadetes*.

Figura 7-2 Abundancia relativa a nivel de Filo



A nivel de familia, para el inóculo de MEZ (PD4), se observó una diversidad de microorganismos expresada en valores bajos de abundancia; *Methanomicrobiaceae* (28%), *Anaerolineaceae* (11%) y *Clostridiaceae* (10%) fueron las más predominantes. Después del tratamiento (PD3), otras familias predominaron la biomasa resultante: *pseudomonadaceae* (17%) y *rhodobacteraceae* (11%).

Las condiciones de operación mantenidas en MEZ (PD7), favorecieron la proliferación de la familia *Pseudomonadaceae* (41%); sin embargo, luego de realizar el cambio de sustrato (SA-SS) para la Fase II, esta disminuyó drásticamente (1%). Estudios como el realizado por Wan et al. (2021), también evidenciaron abundancia del género *Pseudomonas* (46%) en las muestras realizadas en los reactores que usaron como fuente de carbono el acetato de sodio y el propionato en el sustrato de alimentación.

Al referir los estudios a nivel de género y especie, se pudo observar que *Methanoculleus submarinus* (27%) y *Levilinea saccharolytica* (11%) fueron los más abundantes en MEZ, Fase I. No obstante, al finalizar la fase (PD3), hubo una redistribución de las especies en la que *Candidatus xiphinematobacter rivesi* y *Pseudomonas putida* prevalecieron con abundancias de 16% y 11%.

Aunque en el periodo en el que el reactor MEZ, Fase I (PD3 a PD7) fue alimentado con SA, *Pseudomonas putida* y *Azomonas agilis* incrementaron sus valores, *Zoogloea resiniphila* fue la más abundante al finalizar la Fase II con SS (PD6).

A pesar de que el género *Zoogloea* se ha considerado como una de las bacterias claves responsables de la formación de flóculos en los lodos activados (Qin 2015), esta fue identificada con la mayor dominancia en la alícuota inicial del reactor ANA-II. Según lo mencionado por Gonzalez-Gil & Holliger (2011), este evento está relacionado a las teorías para la formación de gránulos anaerobios y aerobios, pues se sugiere que los microorganismos filamentosos sirven como columna vertebral para la estructura granular. No obstante, las posteriores condiciones aerobias del tratamiento modificaron microbiológicamente el inóculo resultante (PD1) y la familia *Zoogloeaceae*, dejó de ser la más dominante (43% al 10%), ya que la mayoría de los filamentos del reactor se lavaron, a medida que se disminuyó el tiempo de sedimentación. Las especies *Lacibacter cauensis*, *Zoogloea resiniphila*, *Kaistella koreensis* y *Candidatus nitrospira defluvii* se conservaron en la biomasa desde el inóculo hasta el final del tratamiento de ANA-II. *Zoogloea resiniphila* abundó en PD5 (41%) y *Kaistella koreensis* en PD1 (20%).

Algunos grupos de microorganismos clave, asociados con la producción de EPS como los *Xanthomonadaceae*, se observaron en PD5 y PD6 con abundancias relativas del 4%.

El género *Nitrospira* conocido por su desempeño en la transformación del nitrógeno de amoníaco a nitrato en reactores de GA, fue identificado en bajos porcentajes en el reactor ANA-II.

Figura 7-3 Abundancia relativa a nivel de Familia

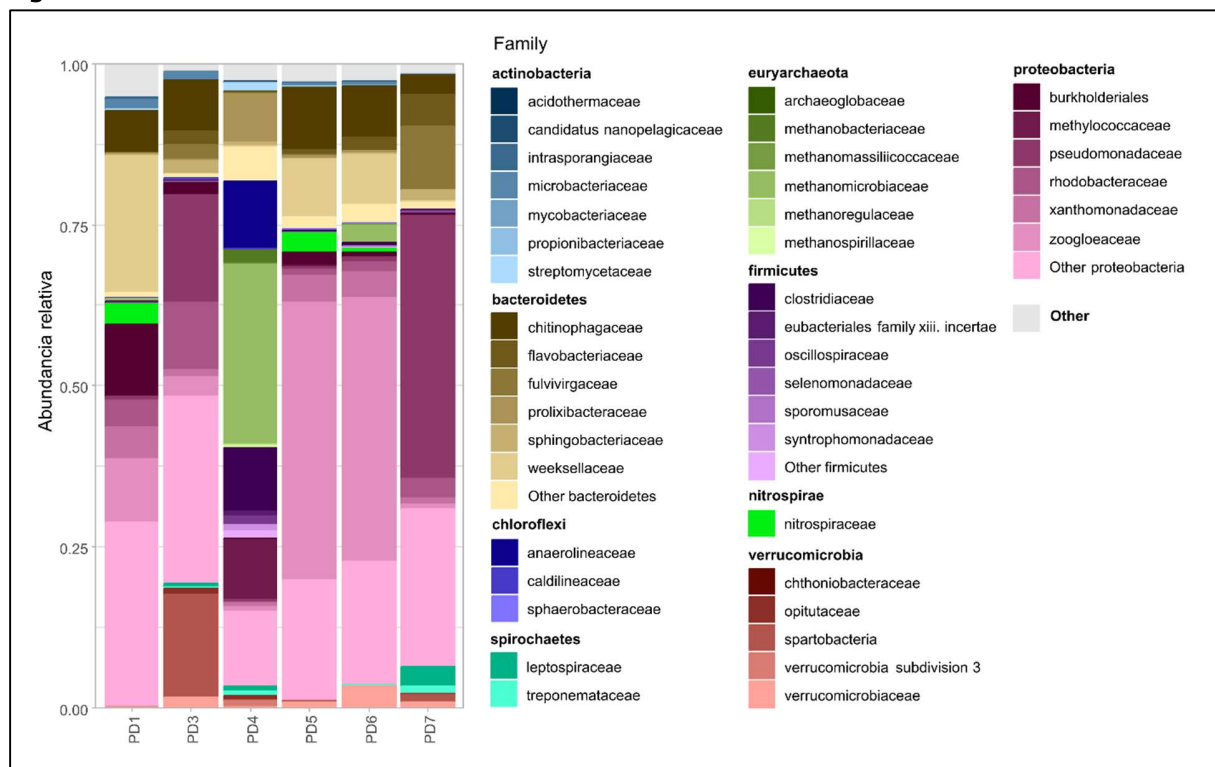


Figura 7-4 Abundancia relativa a nivel de Genero

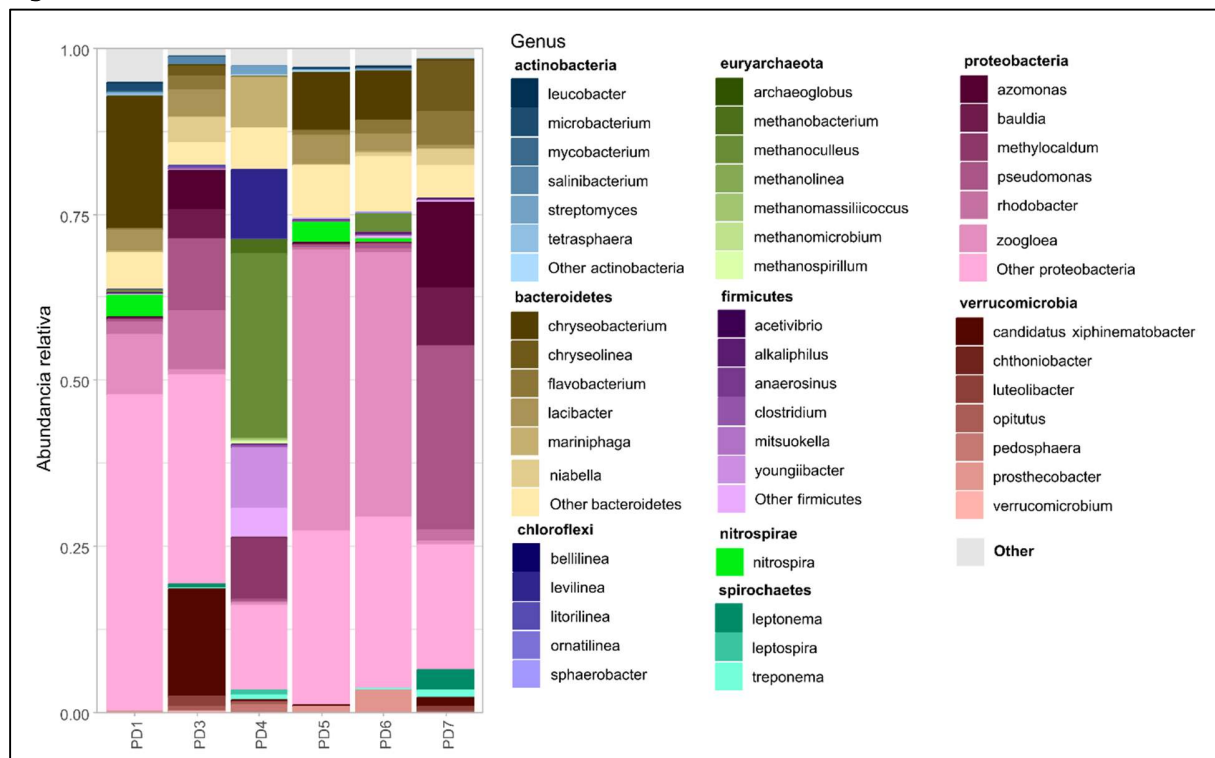
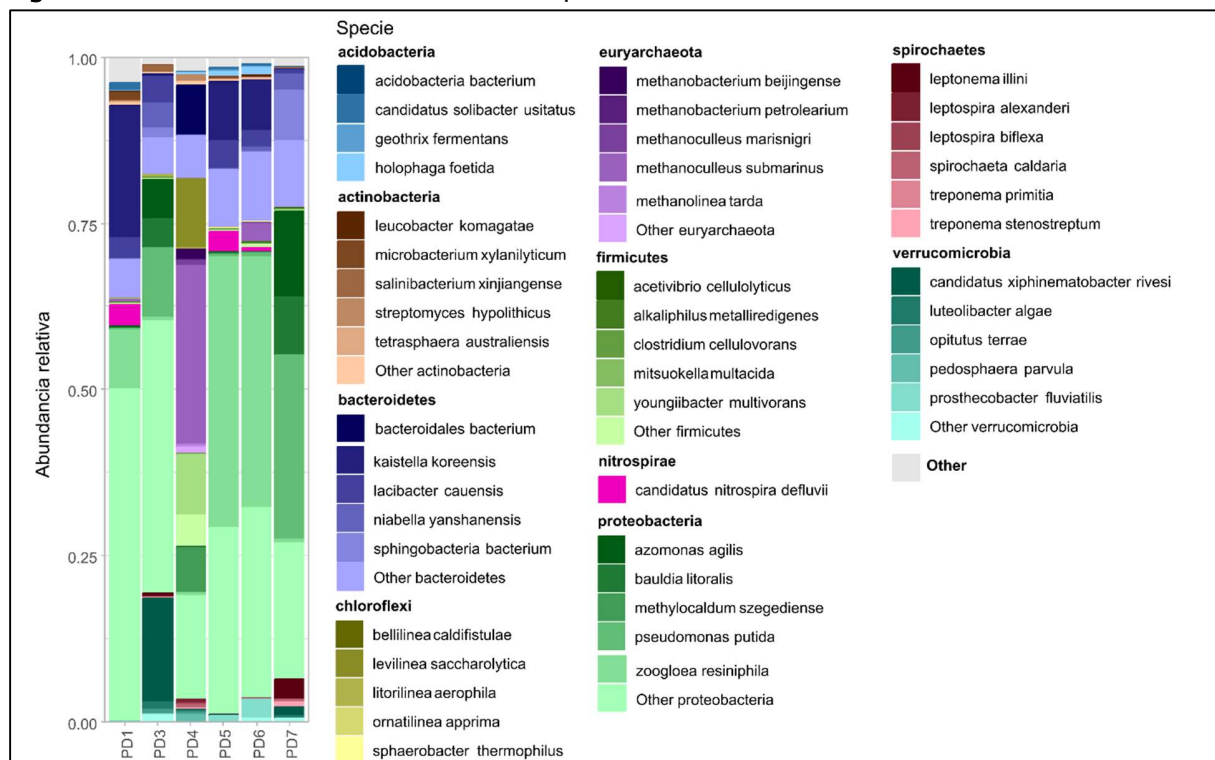
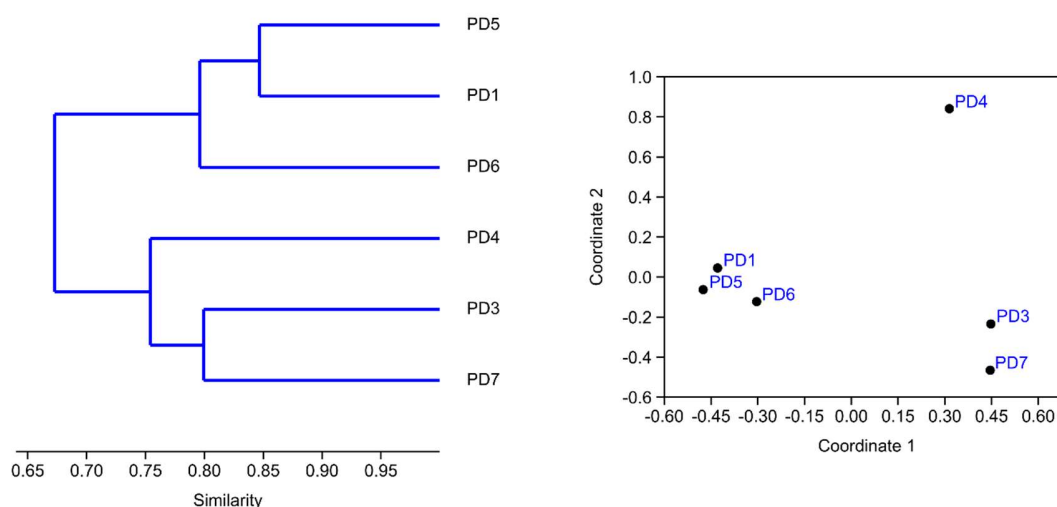


Figura 7-5 Abundancia relativa a nivel de Especie



El análisis de similitudes se utilizó en las comunidades microbianas de los inóculos y la biomasa como se observa en la Figura 7-6, con lo cual se encontró dos grupos separados. Uno consiste en las muestras con lodos mixtos proveniente de MEZ (PD7, PD3 y PD4), y el otro incluye las muestras con inóculo anaerobio ANA-II, aun así, este grupo presentó la muestra PD6, la cual es proveniente de un inóculo mixto. Cabe mencionar que los datos de este estudio indicaron una similitud mayor del 65% entre los microorganismos presentes en las alícuotas. PD5 y PD1, obtuvieron un valor cercano al 85% y estuvieron relacionadas en un 80% con PD6, a pesar de que esta muestra proviene de un inóculo diferente. Dentro de lo esperable, PD3 y PD7 presentaron una similitud del 80% y se relacionaron con PD4 en el 75%.

Figura 7-6 Similitud para la diversidad de taxones microbianos

Los resultados obtenidos en la investigación, son similares a los obtenidos por otros autores como Wang et al. (2014), Xia et al. (2018) y Liu et al. (2018) en los que las *Proteobacterias* fueron el filo dominante en las muestras de los lodos aerobios analizados. Asimismo, Wan et al. (2021), observaron especies bacterianas en su ensayo, de las cuales las seis categorías de distribución principal fueron *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria*, *Chloroflexi*, *Firmicutes*, *Saccharibacteria*, en las que la abundancia relativa de *Proteobacteria* fue superior al 50%, ocupando una posición dominante en la población de todas las muestras.

Los resultados obtenidos a este nivel, coinciden con el filo más representado en el experimento de Song et al. (2010), los cuales hallaron en los resultados filogenéticos que las *Proteobacterias* y *Actinobacteria* predominaron los sistemas de GA.

7.5 Conclusiones

La biogranulación depende en gran medida de la composición de organismos microbianos en el reactor empleado. Para que existan diferencias en la granulación aerobia entre un reactor y otro, debe existir también una diferencia amplia en la diversidad de organismos microbianos presentes. De esta manera, la comunidad microbiológica de la biomasa final dependerá de las propiedades y componentes microbianos propios de cada uno de los inóculos con los que se conformen los reactores.

El lodo mixto representado en el reactor MEZ, mostró la mayor variabilidad de comunidades microbiológicas y a la vez, ser el más resistente al periodo de adaptación. Por lo que se consolida como un inóculo adecuado y estable para el tratamiento de agua residual, al disminuir el lavado de biomasa usualmente presentado en la etapa de arranque de los reactores, es decir un mejor rendimiento para la granulación aerobia.

Además de que, la comunidad microbiana dependió en gran medida del tipo de inóculo, las condiciones operarias influyeron en diversidad y abundancia relativa de los lodos mixtos (MEZ); no obstante, el lodo anaerobio ANA-II no mostró importantes variabilidades ante las nuevas condiciones.

El cambio de sustrato en el lodo mixto, generó un cambio de la composición microbiológica que aumento la similitud de los taxones en un 80% con respecto al lodo anaerobio.

Para que sea posible un análisis detallado de los organismos microbianos en cada una de las muestras analizadas, es necesario emplear la secuenciación de ADN, siendo los resultados de esta precisos a nivel de Phylum y Familia, y probables para géneros y especies.

A medida que se incrementa el nivel de detalle en la identificación de los taxones hallados en cada sustrato, se notan diferencias mayores en cuanto a su diversidad. Sin embargo, estas diferencias en cada nivel (Phylum a especie) no llegan a ser considerablemente amplias.

En términos de diversidad para las muestras analizadas no se encontraron grandes diferencias en cuanto a la cantidad de taxones determinados para cada una de ellas. Sin embargo, al realizar el análisis a nivel de similaridad se encuentran diferencias notables que oscilan entre el 15% para las muestras más similares y el 35% para las muestras más disimiles entre sí.

Para Finalizar, el estudio de las comunidades microbianas y su comportamiento en el tratamiento granular aerobio, aun no es muy estudiado y analizado, por tal motivo, no existe información concluyente que relacione los organismos microbiológicos de acuerdo con distintas condiciones operacionales y tipos de sustrato.

Referencias Bibliográficas

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Azmi, S. I., Jamal, N. S. A., Wahab, N. A., Ujang, Z., Shraim, A., & Bob, M. M. (2015). Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 185, 445–449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.024>
- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26(5), 411–423. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.05.002>
- Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2008). Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6–7), 1644–1650. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.013>
- An, Z., Sun, Y., Angelotti, B., Brooks, M., & Wang, Z. (2021). Journal of Water Process Engineering Densification dependence in continuous flow and sequential batch granulation systems on reactor feast-to-famine duration ratio. *Journal of Water Process Engineering*, 40(November 2020), 101800. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101800>
- Andreiadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707–1714. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90107-S](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90107-S)
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1496.
- Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M., Anuska, M., & Val del Rio, A. (2020). *Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile*.
- Ardekani, M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*.
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016a). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Awang, N. A., & Shaaban, M. G. (2016b). Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 112, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.028>
- Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 8376–8381.
- Barba, L. (2002). *CONCEPTOS BÁSICOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUAY PARÁMETROS DE MEDICIÓN*. Universidad del Valle.
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2012). Biodegradation of p-cresol by aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 24(11), 2012–2018. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60988-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60988-1)
- Basheer, F., & Farooqi, I. H. (2014). Hydrodynamic Properties of Aerobic Granules Cultivated on Phenol as Carbon Source. *APCBEE Procedia*, 10, 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2014.10.029>
- Bassin, J. P., Pronk, M., Muyzer, G., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2011). Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: Linking microbial activity with microbial community structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 7942–7953. <https://doi.org/10.1128/AEM.05016-11>
- Bassin, J. P., Tavares, D. C., Borges, R. C., & Dezotti, M. (2019). Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 230(September 2018), 168–182. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.072>
- Bassin, J. P., Winkler, M. K. H., Kleerebezem, R., Dezotti, M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 109(8), 1919–1928. <https://doi.org/10.1002/bit.24457>
- Bathe, S., de Kreuk, M. K., McSwain, B. S., & Schwarzenbeck, N. (2005). Discussion Outcomes, In *Aerobic Granular Sludge*. IWA Publishing.
- Beun, J. J., Heijnen, J. J., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *N-Removal in a Granular Sludge Sequencing Batch Airlift Reactor N-Removal in a Granular Sludge*. OCTOBER 2001. <https://doi.org/10.1002/bit.1167>
- Beun, J. J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A., & Heijnen, J. J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10), 2283–2290. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002a). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Beun, J. J., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2002b). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor.

- Water Research*, 36(3), 702–712. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00250-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00250-0)
- Bindhu, B. K. (2013). *Influence of Major Operational Parameters on Aerobic Granulation* (Issue December). Cochin University of Science and Technology.
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M., Asnicar, F., Bai, Y., Bisanz, J. E., Bittinger, K., Brejnrod, A., Brislawn, C. J., Brown, C. T., Callahan, B. J., Caraballo-Rodríguez, A. M., Chase, J., ... Caporaso, J. G. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature Biotechnology*, 37(8), 852–857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bos, R., Van Der Mei, H. C., & Busscher, H. J. (1999). Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions - Its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(2), 179–229. [https://doi.org/10.1016/S0168-6445\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6445(99)00004-2)
- Bossier, P., & Verstraete, W. (1996). *Comamonas testosteroni* colony phenotype influences exopolysaccharide production and coaggregation with yeast cells. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(8), 2687–2691.
- Boutin, C., & Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. *13eme Congres Specialise IWA on Small Water and Wastewater Systems*, 8.
- Buitrón, G., Reino, C., & Carrera, J. (2018). *Manual Técnico sobre Tecnologías Biológicas Aerobias Aplicadas al Tratamiento de Aguas Residuales Industriales*.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581–583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Calleja, G. (1984). *Microbial aggregation* (C. Boca Raton (ed.)).
- Carrera, P., Val del Rio, M., Anuska, M., Lema, J., & Campos, J. (2016). *Método y sistema para la eliminación de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno mediante biomasa granular aerobia y aeración pulsante*.
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., & Yilmaz, G. (2018). Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Research*, 131, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.014>
- Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. van, & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Chen, J., & Lun, S. Y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Water Science and Technology*, 28(7), 171–178. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0159>
- Chen, Y. C., Lin, C. J., Chen, H. L., Fu, S. Y., & Zhan, H. Y. (2009). Cultivation of Biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 9(3), 213–221. <https://doi.org/10.1007/s11267-009-9216-z>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(5), 1199–1208. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-1085-7>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D., & Tay, J. (2008). *Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors*.
- Chernicharo, C. (2013). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Reactores Anaerobios* (I. Sanchez (ed.); Editorial).
- Choi, Y. Y., Baek, S. R., Kim, J. I., Choi, J. W., Hur, J., Lee, T. U., Park, C. J., & Lee, B. J. (2017). Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water (Switzerland)*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cisterna, P., & Peña, D. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*.
- Condorchem Envitech. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*. <https://blog.condorchem.com/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales/>
- Corsino, S. F., Campo, R., Di Bella, G., Torregrossa, M., & Viviani, G. (2017). Aerobic granular sludge treating shipboard slop: Analysis of total petroleum hydrocarbons loading rates on performances and stability. *Process Biochemistry*, 65(July 2017), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.11.005>
- Corzo, J. (2005). *Estadística no paramétrica Métodos basados en rangos*. <https://bit.ly/40zx7hK>
- Cuadrado, J., & Cuartas, C. (2019). *Evaluación experimental de la eficiencia de remoción de orgánica en un reactor de lodos activados a escala piloto, alimentado con agua residual artificial, a partir de un aumento de presión en el sistema*.
- Cui, F., Park, S., & Kim, M. (2014). Characteristics of aerobic granulation at mesophilic temperatures in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 151, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.025>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Bułkowska, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2017). Aerobic granular

- sludge for bisphenol A (BPA) removal from wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 122, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.008>
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Rusanowska, P., Zielińska, M., Bernat, K., & Wojnowska-Baryła, I. (2014). Structure of nitrogen-converting communities induced by hydraulic retention time and COD/N ratio in constantly aerated granular sludge reactors treating digester supernatant. *Bioresource Technology*, 154, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.099>
- Dahalan, F. A., Abdullah, N., Yuzir, A., Olsson, G., Salmiati, Hamdaz, M., Din, M. F. M., Ahmad, S. A., Khalil, K. A., Anuar, A. N., Noor, Z. Z., & Ujang, Z. (2015). A proposed aerobic granules size development scheme for aerobic granulation process. *Bioresource Technology*, 181, 291–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.062>
- Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P., & Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge—a case report. *Water Research*, 33(3), 890–893. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00443-6)
- de Bruin, L. M. M., de Kreuk, M. K., van der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Aerobic granular sludge technology: An alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, 49(11–12), 1–7.
- de Kreuk, M. K., Kishida, N., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science & Technology*, 55(8–9), 75. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.244>
- De Kreuk, M. K., Pronk, M., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, 39(18), 4476–4484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.031>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49(11–12), 9–17. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0792>
- De Sousa, J. T., Vazoller, R. F., Foresti, E., & J., B. (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic. *SEWAL*, 14.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- Devlin, T. R., di Biase, A., Kowalski, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2017). Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, 224, 229–235. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>
- Di Bella, G., & Torregrossa, M. (2013). Simultaneous nitrogen and organic carbon removal in aerobic granular sludge reactors operated with high dissolved oxygen concentration. *Bioresource Technology*, 142, 706–713. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.060>
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., & Colina, G. (2020). *Biological nitrogen , COD and phenol removal in a sequencing batch reactor in synthetic chemical effluent Remoción simultánea de nitrógeno , DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR*. 33(3), 205–212.
- Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: Nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185–4194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00195-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00195-0)
- Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G., & Marais, G. (1991). Activated Sludge Simulation Programs. *Water Research Commission*.
- DuBois, A. B., Botelho, S. Y., Bedell, G. N., Marshall, R., & Comroe, J. H. (1956). A rapid plethysmographic method for measuring thoracic gas volume: a comparison with a nitrogen washout method for measuring functional residual capacity in normal subjects. *The Journal of Clinical Investigation*, 322–326.
- Eliosov, B., & Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155–163. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)E0109-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)E0109-J)
- Ellis, J. (2001). Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. ... *Interactions between Sewers, Treatment Plants and ...*, February, 19–22. http://apuss.insa-lyon.fr/c001_sewer_infiltration_exfiltration_and_interactions_with_sewer_flows_and_groudwater_quality.pdf
- Erşan, Y. Ç., & Erguder, T. H. (2014). The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic-Aerobic operation. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 35(23), 2928–2939. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.925513>
- Etterer, T. J. (2006). *Formation , Structure and Function of Aerobic Granular Sludge*.
- Etterer, T., & Wilderer, P. A. (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3), 19–26. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0114>
- Farooqi, I. H., & Basheer, F. (2017). Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 19(July), 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.005>

- Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., & Hutchinson, S. M. (2014). No Title. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471–477.
- Fitzpatrick, J. A., Roam, G. D., & You, B. T. (1989). *Anaerobic microbial aggregation and model development of a UASBR*.
- Flamink, C., Langeveld, J., & Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52(3), 163–170.
- Gao, D., Liu, L., liang, H., & Wu, W. M. (2011). Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 320–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>
- García, M. E., & López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. *Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico Del Agua*, 22.
- Geng, M., Ma, F., Guo, H., & Su, D. (2020). Enhanced aerobic sludge granulation in a Sequencing Batch Reactor (SBR) by applying mycelial pellets. *Journal of Cleaner Production*, 274, 123037. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123037>
- Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2011). Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(22), 8041–8051. <https://doi.org/10.1128/AEM.05738-11>
- Gonzalez-Martinez, A., Muñoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Márquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., & Vahala, R. (2017). Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresource Technology*, 239, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>
- González, M., & Saldarriaga, J. C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, 45–53.
- Grady, C., Daigger, G., Love, N., & Filipe, C. (1999). *Biological wastewater treatment* (2nd ed.).
- Grisales, D., Rodríguez, J., & Villarraga, M. (2022). Formulation of a protocol to evaluate the aerobic granulation potential (AGP) of an inoculum. *MethodsX*, 9, 101710. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101710>
- Grotenhuis, J. T. C., Kissel, J. C., Plugge, C. M., Stams, A. J. M., & Zehnder, A. J. B. (1991). Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Water Research*, 25(1), 21–27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90094-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90094-7)
- Gustafsson, L.-G. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of Inflow / Infiltration - Prediction and Follow-Up of Effects with the Aid of an Integrated Sewer / Aquifer Model. *1st International Conference on Urban Drainage via Internet*, 21–37.
- Gutiérrez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*.
- Haber, A., & RunyonR. (1973). *Estadística general*.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006a). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28, 99–103.
- Hailei, W., Guangli, Y., Guosheng, L., & Feng, P. (2006b). A new way to cultivate aerobic granules in the process of papermaking wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 28(1), 99–103. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2005.10.002>
- Hamza, R., Rabii, A., Ezzahraoui, F. zahra, Morgan, G., & Iorhemen, O. T. (2022). A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: Full-scale applications and resource recovery. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 5, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.csee.2021.100173>
- Hanna instruments. (2018). *Espectrofotómetro métodos - Método Nessler*.
- Heijnen, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (1998). Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. In *Biofutur* (Vol. 1998, Issue 183, p. 50). [https://doi.org/10.1016/S0294-3506\(98\)80325-6](https://doi.org/10.1016/S0294-3506(98)80325-6)
- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Science & Technology*, 25(6), 1–15.
- Henze, M., Harremoes, P., Cour Jansen, J. la, & Arvin, E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. In SpringerLink (Ed.), *Choice Reviews Online* (Vol. 33, Issue 08). Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.5860/choice.33-4531>
- Henze, M., & Ledin, A. (2001). *Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters*. IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hernández, H. A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*.
- Heukelekian, H., & Balmat, J. L. (1959). Chemical composition of the particulate fractions of domestic sewage. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(4), 413–423.

- Hou, C., Shen, J., Zhang, D., Han, Y., Ma, D., & Sun, X. (2016). Bioaugmentation of a continuous-flow self-forming dynamic membrane bioreactor for the treatment of wastewater containing high-strength pyridine. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8121-z>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Hulshoff Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge*. 1–120.
- Hulshoff Pol, L. W., Heijnekkamp, K., & Lettinga, G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *Granular Anaerobic Sludge; Microbiology and Technology*, 153–161.
- Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2007). *Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico*. 3, 1–11. <http://www.ideam.gov.co/>
- Ivanov, V. (2006). Chapter 6 Structure of aerobically grown microbial granules. *Waste Management Series*, 6(C). [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80108-X](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80108-X)
- IWA. (2004). *Workshop Aerobic Granular Sludge*.
- Jafari Kang, A., & Yuan, Q. (2017). Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Measuring floc structural characteristics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(1–2), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-7092-1>
- Jemaat, Z., Su??rez-Ojeda, M. E., P??rez, J., & Carrera, J. (2013). Simultaneous nitrification and p-nitrophenol removal using aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Bioresource Technology*, 150, 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.005>
- Jemaat, Z., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2014). Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor. *Water Research*, 48(1), 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.048>
- Jiang, Y., Wei, L., Yang, K., Shi, X., & Wang, H. (2017). Rapid formation of aniline-degrading aerobic granular sludge and investigation of its microbial community succession. *Journal of Cleaner Production*, 166, 1235–1243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.134>
- Jordão, E. P., & Pessoa, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*.
- Juang, Y. C., Adav, S. S., Lee, D. J., & Tay, J. H. (2010). Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: Precipitating calcium and iron salts in granular interiors. *Bioresource Technology*, 101(21), 8051–8057. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.05.078>
- Jungles, M. K., Campos, J. L., & Costa, R. H. R. (2014). Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(1), 27–33. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>
- Kang, A. J., & Yuan, Q. (2017). Bioresource Technology Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, 234, 336–342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>
- Kayranli, B., & Ugurlu, A. (2011). Effects of temperature and biomass concentration on the performance of anaerobic sequencing batch reactor treating low strength wastewater. *DES*, 278(1–3), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.011>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018a). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018b). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1139–1166. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.03.015>
- Khan, F., Khan, M. Z., & Sabir, S. (2010). *Degradation Profile of Phenol in Sequential Batch Reactor*. 7112, 123–135.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., & Sabir, S. (2013). Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 91(6), 1045–1058. <https://doi.org/10.1002/cjce.21729>
- Kiran Kumar Reddy, G., Sarvajith, M., Nancharaiyah, Y. V., & Venugopalan, V. P. (2017). 2,4-Dinitrotoluene removal in aerobic granular biomass sequencing batch reactors. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.045>
- Kong, Q., Ngo, H. H., Shu, L., Fu, R. shu, Jiang, C. hui, & Miao, M. sheng. (2014). Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 511–517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.036>
- Kos, B., Šušković, J., Vuković, S., Šimpraga, M., Frece, J., & Matošić, S. (2003). Adhesion and aggregation ability of probiotic strain *Lactobacillus acidophilus* M92. *Journal of Applied Microbiology*, 94(6), 981–987. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01915.x>
- Kreuk, M. K. De, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2006). *Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage*. June, 694–697.

- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. S. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 80–100. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>
- Kuśnierz, M. (2018). Scale of Small Particle Population in Activated Sludge Flocs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(10). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3979-7>
- Laguna, A., Ouattara, A., Gonzalez, R. O., Baron, O., Fama, G., El Mamouni, R., Guiott, S., Monroy, O., & Macarie, H. (1999). A simple and low cost technique. *Water Science and Technology*, 40(8), 1–8.
- Lee, C., Lee, J., Chang, J., & Tai, T. (2009). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-38867-0>
- Lee, D.-J., Jegatheesan, V., Ngo, H. H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*. Elsevier B.V.
- Lee, D., Chen, Y., Show, K., Whiteley, C. G., & Tay, J. (2010). Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28(6), 919–934. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.007>
- Lee, D., Jegatheesan, V., Ngo, H., Hallenbeck, P., & Pandey, A. (2017). *Current developments in biotechnology and bioengineering*.
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011a). Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, 46(12), 2269–2276. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>
- Li, A. J., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2011b). Granular activated carbon for aerobic sludge granulation in a bioreactor with a low-strength wastewater influent. *Separation and Purification Technology*, 80(2), 276–283. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.05.006>
- Li, D., Gao, J., Zhang, S., Gao, Y., & Sun, L. (2020). Science of the Total Environment Enhanced granulation process , a more effective way of aerobic granular sludge cultivation in pilot-scale application comparing to normal granulation process : From the perspective of microbial insights. *Science of the Total Environment*, 707, 136106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136106>
- Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecursos Tecnología*.
- Li, J., Cai, A., Ding, L., Sellamuthu, B., & Perreault, J. (2015). Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. *SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY*, 149, 437–444. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.045>
- Li, J., Garny, K., Neu, T., He, M., Lindenblatt, C., & Horn, H. (2007). Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 55(8–9), 403–411. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.284>
- Li, X. M., Liu, Q. Q., Yang, Q., Guo, L., Zeng, G. M., Hu, J. M., & Zheng, W. (2009). Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg²⁺ augmentation. *Bioresource Technology*, 100(1), 64–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.015>
- Li, Y., Liu, Y., & Xu, H. (2008). Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, 99(16), 7672–7677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.073>
- Li, Z., Meng, Q., Wan, C., Zhang, C., Tan, X., & Liu, X. (2022). Aggregation performance and adhesion behavior of microbes in response to feast / famine condition : Rapid granulation of aerobic granular sludge. *Environmental Research*, 208(January), 112780. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112780>
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., & Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in biofloculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339–350. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00277-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00277-3)
- Linlin, H., Jianlong, W., Xianghua, W., & Yi, Q. (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry*, 40(1), 5–11. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.033>
- Liu, H., Li, Y., Yang, C., Pu, W., He, L., & Bo, F. (2012). Stable aerobic granules in continuous-flow bioreactor with self-forming dynamic membrane. *Bioresource Technology*, 121, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.016>
- Liu, H., Xiao, H., Huang, S., Ma, H., & Liu, H. (2014). Aerobic granules cultivated and operated in continuous-flow bioreactor under particle-size selective pressure. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2215–2221. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.004>
- Liu, J., Li, J., Wang, X., Zhang, Q., & Littleton, H. (2017). Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 51(2011), 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.012>
- Liu, J., Li, J., Xu, D., & Sellamuthu, B. (2020). *Improving aerobic sludge granulation in sequential batch reactor by*

natural drying: Effluent sludge recovery and feeding back into reactor.

- Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 24(10), 1235–1242. <https://doi.org/10.1080/09593330309385665>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023a). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(March), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, S., Zhou, M., Daigger, G. T., Huang, J., & Song, G. (2023b). Granule formation mechanism, key in influencing factors, and resource recycling in aerobic granular sludge (AGS) wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 338(January), 117771. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117771>
- Liu, X., Sheng, G., & Yu, H. (2009). Physicochemical characteristics of microbial granules. *Biotechnology Advances*, 27(6), 1061–1070. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.05.020>
- Liu, Y.-Q., Liu, Y., & Tay, J.-H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. (2005a). *Factors Affecting Aerobic Granulation*. 99–114.
- Liu, Y. (2005b). *Mechanisms of Aerobic Granulation*. 2004, 85–99.
- Liu, Y. (2006). Chapter 4 Mechanisms of aerobic granulation. *Waste Management Series*, 6(C), 85–99. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80106-6](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80106-6)
- Liu, Y. (2008a). Wastewater purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors. In Y. Liu (Ed.), *Marketing Science* (Taylor & F, Vol. 23, Issue 3).
- Liu, Y. (2008b). *Wastewater Purification: Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors*. 1–314. <https://doi.org/10.1201/9781420053685>
- Liu, Y., Kang, X., Li, X., & Yuan, Y. (2015). Performance of aerobic granular sludge in a sequencing batch bioreactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 190, 487–491. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.008>
- Liu, Y., & Liu, Q. S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24(1), 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.08.001>
- Liu, Y. Q., Liu, Y., & Tay, J. H. (2004). The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(2), 143–148. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1657-8>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2007). Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(4), 516–522. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>
- Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2015). Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>
- Liu, Y. Q., Wu, W. W., Tay, J. H., & Wang, J. L. (2007). Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76(1), 211–216. <https://doi.org/10.1007/s00253-007-0979-8>
- Liu, Y., Qin, L., Wang, Z.-W., Li, Y., & Liu, Q. S. (2008). *Wastewater Purification Aerobic Granulation in Sequencing Batch Reactors* (Taylor & Francis Group (ed.)).
- Liu, Y., & Tay, J. (2002a). The essential role of hydrodynamic shear force in the. *Water Research*, 36, 1653–1665.
- Liu, Y., & Tay, J. (2004a). *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*. 22, 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2002b). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36(7), 1653–1665. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00379-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00379-7)
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004b). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., & Tay, J. H. (2004c). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(7), 533–563. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2004.05.001>
- Liu, Y., Wang, Z.-W., & Tay, J.-H. (2005). A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 23(5), 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.04.001>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Liu, Y. Q., Qin, L., & Tay, J. H. (2005). A generalized model for settling velocity of aerobic granular sludge. *Biotechnology Progress*, 21(2), 621–626. <https://doi.org/10.1021/bp049674u>
- Liu, Y., Wang, Z. W., Qin, L., Liu, Y. Q., & Tay, J. H. (2005). Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67(1), 26–32. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1820-2>

- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2003). A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. *102*, 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(03\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(03)00030-0)
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., & Tay, J. H. (2003). The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Current Microbiology*, *46*(4), 270–274. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3878-3>
- Liu, Y., Yang, S. F., & Tay, J. H. (2004). Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria. *Journal of Biotechnology*, *108*(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.11.008>
- Liu, Y., Yang, S., Tan, S., Lin, Y., & Tay, J. (2002). Aerobic granules: a novel zinc biosorbent. *II*, 548–551.
- Lobos, J., Wisniewski, C., Heran, M., & Grasmick, A. (2008). Sequencing versus continuous membrane bioreactors: Effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. *Journal of Membrane Science*, *317*(1–2), 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.08.041>
- Lochmatter, S., Gonzalez-Gil, G., & Holliger, C. (2013). Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, *47*(16), 6187–6197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.030>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhang, J., & Cheng, K. (2015). Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor. *Bioresource Technology*, *182*, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.029>
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Shi, Y. F., Wang, J., Bai, J., Zhou, X. Y., Jiang, G. S., Li, C. Y., & Liu, F. B. (2014). The stability of aerobic granular sludge treating municipal sludge deep dewatering filtrate in a bench scale sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, *169*, 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.094>
- López-Palau, S., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2009). Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater. *Water Science and Technology*, *60*(4), 1049–1054. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.554>
- Lopez, C. M., Buitrón, G., Cervantes, F. J., & Hernández, H. A. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. In *Earthscan*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Martinez, G., & Pascichaná, C. (2019). *DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN*. UNIVERSIDAD DEL VALLE.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*.
- Mata, A. M. T., Pinheiro, H. M., & Lourenço, N. D. (2015). Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, *104*, 106–114. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.005>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE*, *8*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Metcalf, E., & Eddy, H. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (McGrawHill (ed.)).
- Miao, M. S., Zhang, Y. J., Shu, L., Zhang, J., Kong, Q., & Li, N. (2014). Development and characterization of the 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP) aerobic degrading granules in sequencing batch airlift reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, *95*(PA), 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.019>
- Miksch, K., & Kończak, B. (2012). Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, *33*(4), 679–688. <https://doi.org/10.2478/v10176-012-0057-3>
- Minitab 18. (2021). *Minitab 18*. <https://www.minitab.com>
- Mishima, K., & Nakamura, N. (1991). *Self-Immobilization of Aerobic Activated Sludge—A Pilot Study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in Municipal Sewage Treatment*.
- Mohrman, F. M. (1934). The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, *6*(1), 119–122.
- Morales, N., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2012). Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. *Separation and Purification Technology*, *89*, 199–205. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.01.024>
- Morgenroth, E., Kommedal, R., & Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment - A review. *Water Science and Technology*, *45*(6), 25–40. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0091>
- Morgenroth, E., Sherden, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, *31*(12), 3191–3194. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00216-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9)
- Morvai, L., Miháľt, P., Czákó, L., Péterfy, M., & Holló, J. (1990). The influence of organic load on granular sludge

- development in an acetate-fed system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 33(4), 463–468. <https://doi.org/10.1007/BF00176667>
- Mosquera-Corral, A., De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2005). Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39(12), 2676–2686. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>
- Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., & Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47(4), 93–100.
- Moustafa, T. (2014). *Aerobic Granular Sludge—Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater*.
- Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y., & Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34(6), 407–412. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2002.01108.x>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2018). 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>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kumar, G. K. (2017). *Bioresource Technology Aerobic granular sludge technology : Mechanisms of granulation and biotechnological applications*. August. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nancharaiyah, Y. V., & Sarvajith, M. (2023). Journal of Environmental Chemical Engineering Granular stability , nitrogen and phosphorus removal pathways of aerobic granular sludge treating real municipal wastewater at different temperatures. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110769. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110769>
- Nancharaiyah, Y. V., & Kiran Kumar Reddy, G. (2017). Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, September. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Narkis, N., Henefeld-Fourrier, S., & Rebhun, M. (1980). Volatile organic acids in raw wastewater and in physico-chemical treatment. *Water Research*, 14(9), 1215–1223.
- Ng, P. . (2002). *Storage stability of aerobic granules cultivated in aerobic granular sludge blanket reactor*.
- Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., & Dai, X. L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*, 43(3), 751–761. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- Nopens, I., Capalozza, C., & Vanrolleghem, P. A. (2001). *Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. University of Gent.
- Nor-Anuar, A., Ujang, Z., Van Loosdrecht, M. C. M., De Kreuk, M. K., & Olsson, G. (2012). Strength characteristics of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 65(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.837>
- Nor Anuar, A., Ujang, Z., van Loosdrecht, M. C. M., & de Kreuk, M. K. (2007). Settling behaviour of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 56(7), 55–63. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.671>
- OCDE. (1992). *Guidelines for the Testing of Chemicals*. Organisation for Economic Cooperation and Development.
- Oh, J. H. (2003). Fundamental and application of aerobic granulation technology for wastewater treatment Keyword Aerobic granulation. *Water*, 1–11.
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales : estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1(figura 1), 51–58.
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013a). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Othman, I., Anuar, A. N., Ujang, Z., Rosman, N. H., Harun, H., & Chelliapan, S. (2013b). Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 133, 630–634. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.149>
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., & Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 158–163. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01479.x>
- Panswad, T., Polprasert, C., & Yamamoto, K. (1988). *Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC*.
- Pastorelli, G., Andreottola, G., De Franja Fragipane, E., De Pascali, F., Gurrieri, G., & Rozzi, A. (1997). *Pilot Plant Experiments With Moving-Bed Biofilm Reactors*.
- Peirce, J., Weiner, R., & Vesilind, J. (1998). *Environmental Pollution and Control*.
- Perez, Y. G., Leite, S. G. F., & Coelho, M. A. Z. (2006). Activated sludge morphology characterization through an image analysis procedure. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 23(3), 319–330. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322006000300005>
- Pescod, M. (1992). *Wastewater characteristics and effluent quality parameters*. <https://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm>

- Pishgar, R., Kanda, A., Gress, G. R., Gong, H., Dominic, J. A., & Tay, J. H. (2018). Effect of aeration pattern and gas distribution during scale-up of bubble column reactor for aerobic granulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6431–6443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.006>
- Pol, L. W. H., Lopes, S. I. D. C., Lettinga, G., & Lens, P. N. L. (2004). *Anaerobic sludge granulation*. 38, 1376–1389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>
- Poot, V., Hoekstra, M., Geleijnse, M. A. A., & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2016). *Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge*. 106, 518–530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.028>
- Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S. H. K., Kraan, R., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(12), 5257–5268. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015a). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015b). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>
- Purba, D. L. A., Ali, T. H. Y., & Shaza, E. M. (2020). Environmental Technology & Innovation Various applications of aerobic granular sludge: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101045. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101045>
- Qi, L., Hu, C., Mikelsons, K., Wang, M., Lance, V., Sun, S., Barnes, B. B., Zhao, J., & Van der Zande, D. (2020). In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sensing of Environment*, 239(September 2019), 111659. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111659>
- Qin, L., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39(5), 579–584. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00125-0)
- Qiu, G., Y., L., R., Z.-M., X., D., Y., L., & S., R. (2022). Global warming readiness: Feasibility of enhanced biological phosphorus removal at 35 °C. *Water Research*, 216.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramirez, M. (2004). *Capítulo II Fundamentos teóricos de lodos activados y aereación extendida*. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelpr ocesodelodosactivados.pdf>
- Ramos, C., Suárez-Ojeda, M. E., & Carrera, J. (2015). Long-term impact of salinity on the performance and microbial population of an aerobic granular reactor treating a high-strength aromatic wastewater. *Bioresource Technology*, 198, 844–851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.084>
- Raunkjær, K., Hvitved-Jacobsen, T., & Nielsen, P. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*, 28(2), 251–262.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Reino, C., Suárez-Ojeda, M. E., Pérez, J., & Carrera, J. (2016). Kinetic and microbiological characterization of aerobic granules performing partial nitrification of a low-strength wastewater at 10 °C. *Water Research*, 101, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.059>
- Rejane, H. R. da C., Jessica, A., Lorena, B., & Wanderli, R. (2018). *Estudo De Fatores Relevantes Para A Estabilidade De Grânulos Aeróbios Usando Análise Multivariada*.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (Díaz de Santos. (ed.)).
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014a). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014b). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014c). Characteristics and performance of aerobic granular sludge treating rubber wastewater at different hydraulic retention time. *Bioresource Technology*, 161, 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.047>
- Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). No Title. *Bioresource Technology*, 97, 330–335.
- Sajjad, M., Aziz, A., & Kim, K. S. (2017). Biosorption and Binding Mechanisms of Ni²⁺ and Cd²⁺ with Aerobic Granules Cultivated in Different Synthetic Media. *Chemical Engineering and Technology*, 40(12), 2179–2187.

- <https://doi.org/10.1002/ceat.201600419>
- Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., & Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*.
- Samaei, S. H., Chen, J., & Xue, J. (2023). Science of the Total Environment Current progress of continuous- flow aerobic granular sludge: A critical review. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162633>
- Santiso, G. P. (2013). *Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML*. Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae).
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017a). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarma, S. J., Tay, J. H., & Chu, A. (2017b). Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, 35(1), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>
- Sarvajith, M., Reddy, G. K. K., & Nancharaiah, Y. V. (2018). Textile dye biodecolourization and ammonium removal over nitrite in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.064>
- Scopus. (2017). *Análisis de resultados documentos por año de lodo granular aerobio*. <https://www.scopus.com/term/analyzer.uri?sid=2080d4ec458079f17151ec14e73a56f9&origin=resultslist&src=s&s=TITLE-ABS-KEY%28Aerobic+granular+sludge%29&sort=plf-f&sdt=b&sot=b&sl=38&count=1272&analyzeResults=Analyze+results&txGid=99dfa24f151>
- Seguí Amórtégui, L. A. (2004). *Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos*. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Seviour, R., & Nielsen, P. H. (2010). Microbial ecology of activated sludge. In *IWA publishing*.
- Sheng, G. ping, Li, A. jie, Li, X. yan, & Yu, H. qing. (2010). Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160(1), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>
- Show, K.-Y., Lee, D.-J., & Tay, J.-H. (2012). Aerobic Granulation: Advances and Challenges. *Appl Biochem Biotechnol*, 167(9), 1622–1640. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9609-8>
- Silva, S. A., Val del Río, A., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., Madalena Alves, M., & Mesquita, D. P. (2022). Monitoring morphological changes from activated sludge to aerobic granular sludge under distinct organic loading rates and increasing minimal imposed sludge settling velocities through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 286(July 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- Singleton, D. R., Masuoka, J., Hazen, K. C., Gene, C. S. H., & Candida, O. F. (2001). Cloning and Analysis of a Candida albicans Gene That Affects Cell Surface Hydrophobicity. *Journal of Bacteriology*, 183(12), 3582–3588. <https://doi.org/10.1128/JB.183.12.3582>
- Solano, H. L., & Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.
- Song, T., Zhang, X., & Li, J. (2022). Bioresource Technology Aerobic granular sludge with filamentous bacteria immobilized by string carriers to treat simulated municipal wastewater in a continuous flow reactor. 363(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127917>
- Song, X., Sun, S., Zhou, L., Gao, Y., Tang, M., Jiang, C., Wan, J., Wu, F., & Chen, J. (2021). Inoculation of aerobic granular sludge to achieve granulation under high dissolved oxygen and the associated mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 42(June), 102168. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102168>
- Song, Z., Pan, Y., Zhang, K., Ren, N., & Wang, A. (2010). Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1312–1318. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4)
- Song, Z., Ren, N., ZHANG, K., & TONG, L. (2009). Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), 273–278. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62263-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62263-9)
- Sophonsiri, C., & Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters. *Chemosphere*, 55(5), 691–703.
- Sturm, B. S. M., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Sturm, B. S. M. S., & Irvine, R. L. (2008). Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science and Technology*, 58(4), 781–787. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.393>
- Su, B., Cui, X., & Zhu, J. (2012). Bioresource Technology Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic / aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 110, 125–129. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.127>
- Su, K. Z., & Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39(8), 2818–2827.

- <https://doi.org/10.1021/es048950y>
- Sun, F. Y., Yang, C. Y., Li, J. Y., & Yang, Y. J. (2006). Influence of different substrates on the formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 18(5), 864–871. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(06\)60006-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60006-5)
- Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2019). Science of the Total Environment Continuous-flow aerobic granulation in plug-flow bioreactors fed with real domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, 688, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.291>
- Sun, Z., Zhang, J., Wang, J., Zhu, H., Xiong, J., Nong, G., Luo, M., & Wang, J. (2023). Direct start-up of aerobic granular sludge system with dewatered sludge granular particles as inoculant. *Journal of Environmental Management*, 326(PA), 116540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116540>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2014). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*.
- Tanaka, S., Ichikawa, T., & Matsuo, T. (1991). Removal of organic constituents in municipal sewage using anaerobic fluidized sludge blanket and anaerobic filter. *Wat. Sci. Technol.*, 1301–1310.
- Tang, R., Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Journal of Environmental Chemical Engineering Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108775>
- Tanner, C. C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science & Technology*, 44(11), 11–12.
- Tao, J., Qin, L., Liu, X., Li, B., Chen, J., You, J., Shen, Y., & Chen, X. (2017). Bioresource Technology Effect of granular activated carbon on the aerobic granulation of sludge and its mechanism. *Bioresource Technology*, 236, 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.106>
- Tay, J.-H., Jiang, H.-L., & Tay, S. T.-L. (2004). High-Rate Biodegradation of Phenol by Aerobically Grown Microbial Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(12), 1415–1423. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2004\)130:12\(1415\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2004)130:12(1415))
- Tay, J.-H., Liu, Q.-S., & Liu, Y. (2001). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175.
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91(1), 168–175. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2001.01374.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1–2), 227–233. <https://doi.org/10.1007/s002530100766>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2001c). The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33(3), 222–226. <https://doi.org/10.1046/j.1472-765X.2001.00986.x>
- Tay, J. H., Liu, Q. S., & Liu, Y. (2002). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 23(8), 931–936. <https://doi.org/10.1080/09593332308618363>
- Tay, T. J., Pan, P. S., He, H., & Tay, T. (2004). *Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristics of aerobic granules*.
- Tebbutt, T. (1988). *Principles of Water Quality Control* (E. Science (ed.); 5th ed.).
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., & Tay, S. T. L. (2003). Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(6), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1145-y>
- Torres, P., Eugenio, F., & Vazoller, R. (1996). Composición y uso de aguas residuales domésticas en reactores a escala de laboratorio. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1, 1–8.
- Touzel, J., & Albagnac, G. (1983). Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 241–245.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Tsang, Y. F., Hua, F. L., Chua, H., Sin, S. N., & Wang, Y. J. (2007). *Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor*. 34, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.12.004>
- Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., & Hirata, A. (2003). *Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor*. 37, 4965–4973. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.017>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP). (2017). *Wastewater: The Untapped Resource*.
- Uribe. (1996). *Guía para el manejo y tratamiento de aguas residuales*.
- van den Akker, B., Reid, K., Middlemiss, K., & Krampe, J. (2015). Evaluation of granular sludge for secondary treatment of saline municipal sewage. *Journal of Environmental Management*, 157, 139–145.

- <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.027>
- Van den Berg, M. F., Botes, M., & Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 350–354.
- van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tijhuis, L., & Heijnen, J. J. (1995). Biofilm structures. *Water Science & Technology*, 32(8), 35–43.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., & Brdjanovic, D. (2016). Experimental Methods in Wastewater Treatment. In *Water Intelligence Online* (Vol. 15, Issue 0). <https://doi.org/10.2166/9781780404752>
- Vásquez, G., & Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. *Interciencia*, 568–573.
- Vazoller, R. F. (1988). *Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia*.
- Veiga, M. C., Jain, M. K., Wu, W. M., Hollingsworth, R. I., & Zeikus, J. G. (1997). Composition and role of extracellular polymers in methanogenic granules. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(2), 403–407.
- Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, 46(3), 761–771. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.054>
- Verawaty, M., Tait, S., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2016). *Corrigendum to “Breakage and growth towards a stable aerobic granule size during the treatment of wastewater.”*
- Viruela, A. (2014). *Modificación del software DESASS para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. 150.
- Von Sperling, M. (2012). *Principios del Tratamiento Biológico de Agua Residual. Volumen 1*. Universidad Federal de Minas Gerais - UFMG.
- von Sperling, M. (2014). *Principios del tratamiento biológico de aguas residuales-Lodos Activados* (I. Sánchez (ed.); Editorial).
- Wagner, J., Weissbrodt, D. G., Manguin, V., Ribeiro da Costa, R. H., Morgenroth, E., & Derlon, N. (2015). Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.030>
- Wan, C., Fu, L., Li, Z., Liu, X., Lin, L., & Wu, C. (2022). Formation , application , and storage-reactivation of aerobic granular sludge : A review. *Journal of Environmental Management*, 323(September), 116302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116302>
- Wan, C., Lee, D. J., Yang, X., Wang, Y., Wang, X., & Liu, X. (2015). Calcium precipitate induced aerobic granulation. *Bioresource Technology*, 176, 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.008>
- Wan, C., Li, Z., Shen, Y., & Liu, X. (2021). Alternating nitrogen feeding strategy induced aerobic granulation: Influencing conditions and mechanism. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 109, 135–147. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.044>
- Wang, F., Lu, S., Wei, Y., & Ji, M. (2009). Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 1223–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.034>
- Wang, M., Li, J., Wei, S., Ni, J., & Liu, J. (2011). *aerobic granulation under low selection pressure*.
- Wang, X. H., Zhang, H. M., Yang, F. L., Xia, L. P., & Gao, M. M. (2007). Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41(3), 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.01.005>
- Wang, Z. W., Liu, Y., & Tay, J. H. (2006). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, 62(5), 767–771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.081>
- Wang, Z., Zhang, X. X., Lu, X., Liu, B., Li, Y., Long, C., & Li, A. (2014). Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. *PLoS ONE*, 9(11), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113603>
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., & Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25, 327–336.
- White, D. (2000). *The physiology and biochemistry of prokaryotes*. 2 Oxford University Press Inc.
- Winkler, M. H. (2012). *Segregation of biomass in aerobic granular sludge*. Technische Universiteit Delft.
- Winkler, M. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., Bruin, L. M. M. De, Brand, T. P. H. Van Den, & Loosdrecht, M. C. M. Van. (2011). Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO e GAO competition at high temperatures. *Water Research*, 45(11), 3291–3299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>
- 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(866), 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.094>
- Wu, W. M. (1991). *Technological and microbiological aspects of anaerobic granules*.

- Xiao, F., Yang, S. F., & Li, X. Y. (2008). Physical and hydrodynamic properties of aerobic granules produced in sequencing batch reactors. *Separation and Purification Technology*, 63(3), 634–641. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2008.07.002>
- Xu, D., Li, J., Liu, J., Qu, X., & Ma, H. (2022). Advances in continuous flow aerobic granular sludge: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 163, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.05.018>
- Xu, H., He, P., Wang, G., & Shao, L. (2011). Effects of activated sludge flocs and pellets seeds on aerobic granule properties. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 537–544. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60445-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60445-7)
- Yan. (2021). *Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect*. 0–2. <https://doi.org/10.1002/jctb.6791>
- Yang, S. F., Li, X. Y., & Yu, H. Q. (2008). Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. *Process Biochemistry*, 43(1), 8–14. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.10.008>
- Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H., & Liu, Y. (2004). Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. *Letters in Applied Microbiology*, 38(2), 106–112. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2003.01452.x>
- Yang, S., Tay, J., & Liu, Y. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. 106, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2003.07.007>
- Yang, Y., Zhou, D., Xu, Z., Li, A., Gao, H., & Hou, D. (2014). Enhanced aerobic granulation, stabilization, and nitrification in a continuous-flow bioreactor by inoculating biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), 5737–5745. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5637-3>
- Yao, Y. (2014). *Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy*. 31–41.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., & Yuan, Z. (2008). Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(3), 529–541. <https://doi.org/10.1002/bit.21774>
- Yin, Y., Liu, F., Wang, L., & Sun, J. (2019). Overcoming the instability of aerobic granular sludge under nitrogen deficiency through shortening settling time. *Bioresource Technology*, 289(June), 121620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121620>
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., & Yuan, Q. (2021). Science of the Total Environment Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Science of the Total Environment*, 792, 148297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148297>
- Zhang, B., Ji, M., Qiu, Z., Liu, H., Wang, J., & Li, J. (2011). Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system. *Bioresource Technology*, 102(3), 2474–2480. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.017>
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., & Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science & Technology*, 35(6), 37–44.
- Zhang, D., Sun, Y., Angelotti, B., & Wang, Z. (2020). Journal of Water Process Engineering Understanding the dewaterability of aerobic granular sludge formed in continuous flow bioreactors treating real domestic wastewater: Is it really better than that of activated sludge? *Journal of Water Process Engineering*, 36(April), 101253. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101253>
- Zhang, Q., Hu, J., & Lee, D. J. (2016). Aerobic granular processes: Current research trends. *Bioresource Technology*, 210, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.098>
- Zhang, Y., Dong, X., Nuramkhaan, M., Lei, Z., Shimizu, K., Zhang, Z., Adachi, Y., Lee, D., & Hwa, J. (2019). Bioresource Technology Reports Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. *Bioresource Technology Reports*, 7(April), 100206. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100206>
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Li, J., Shen, J., & Xu, H. (2015). Remediation of pharmaceuticals and personal care products using an aerobic granular sludge sequencing bioreactor and microbial community profiling using Solexa sequencing technology analysis. *Bioresource Technology*, 179, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.002>
- Zhao, Y., Huang, J., Zhao, H., & Yang, H. (2013). Bioresource Technology Microbial community and N removal of aerobic granular sludge at high COD and N loading rates. *Bioresource Technology*, 143, 439–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.020>
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., & Ragazzi, M. (2001). Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Science and Technology*, 43(11), 119–126. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0674>
- Zita, A., & Hermansson, M. (1997). Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in culture and in wastewater in situ. *FEMS Microbiol. Lett.*, 152(September), 299–306. <https://doi.org/10.1016/S0378->

1097(97)00214-0

Capítulo 8. Consideraciones finales

8.1 Conclusiones

El desarrollo tecnológico en el tratamiento biológico aerobio del agua residual abre nuevas perspectivas en mira de aumentar la capacidad de las actuales o proyectadas PTAR; así que, conservar la disponibilidad de la biomasa en los reactores y disminuir la recirculación del lodo es fundamental para obtener reactores con menores requerimientos de volumen y área. La GA es una biotecnología prometedora influenciada por diferentes variantes que aún son estudiadas. En esta investigación fue posible evaluar el proceso de la granulación aerobia con inóculos aerobio y anaerobio en SBR con las siguientes conclusiones:

La implementación de un proceso de adaptación en el lodo inoculador, previo a la operación de un reactor de LGA, ejerce una importante presión de selección sobre los microorganismos que permanecen y conforman los gránulos aerobios, por lo tanto, las bacterias que mejor se adapten al medio particular proliferarán, mientras que aquellas sin la capacidad de metabolizar el sustrato, no serán dominantes. De esta forma, este mecanismo de separación, destaca las comunidades microbianas con menor resistencia al cambio de alimentación y condición ambiental.

El lodo granular aerobio puede conformarse en un SBR aerobio con inóculo aerobio, anaerobio y su mezcla, lo que puede indicar que el mecanismo detrás de la granulación aerobia es inducible y que la comunidad microbiana puede ser adaptable a las condiciones operacionales o en respuesta al ambiente externo. Así que, un inóculo con un amplio rango de bacterias es clave para la inicialización del reactor y el desarrollo de gránulos aerobios estables. La mezcla de lodo aerobio y anaerobio (MEZ) obtuvo la mayor diversidad de comunidades microbiológicas, lo que resultó en una mayor conservación de la biomasa (SST y SSV) en la etapa de arranque del reactor y en una mejor estabilidad ante la operación y los cambios de las variables, tiempo de sedimentación y flujo de aire. De ese modo, el uso de diversos inóculos en la tecnología granular aerobia es una opción para la investigación y el tratamiento de AR, así como, otorgar ventajas en la adquisición de inóculos de calidad.

Los gránulos aerobios pueden formarse con una fuente de carbono de acetato de sodio o con una sintética de agua residual doméstica; es decir, en un variado rango de concentraciones y relaciones de sustrato, lo que hace que, la tecnología de LGA pueda ser aplicable en agua residual de baja concentración, como el agua residual doméstica, y en el tratamiento de agua residual de alta concentración, como la industrial. No obstante, los constituyentes y la carga orgánica del sustrato, tienen un impacto tanto en la estructura como en la diversidad microbiana que conforman los gránulos aerobios.

La eficiencia de un sistema de tratamiento de agua residual depende del potencial de eliminación de contaminantes. Los resultados de la investigación mostraron que un tiempo total de 4h en el ciclo de operación, un TRH de 8h y un COV moderado (1.20 a $3 \text{ kg-DQO (m}^3\text{.d)}^{-1}$), fue suficiente para la utilización o remoción de la materia orgánica biodegradable de los sustratos sintéticos (acetato de sodio, sintético de ARD). En este estudio se observaron remociones de DQO de 79%, 79%, 67%, 90% y 84% para AER, ANA, MEZ Fase I, MEZ Fase II y ANA-II. Aunque la tasa de remoción en promedio de DQO mostró una buena eficiencia en los 5 reactores, los cambios en el TS y/o FA impulsaron el aumento de las eficiencias notablemente.

La fuerza de corte en términos de velocidad del aire ascendente superficial en la presente investigación, fue determinante para el proceso de granulación aerobia. Una mayor fuerza de corte ($>3.50 \text{ L.min}^{-1}$)

aumentó considerablemente la eficiencia de eliminación de la DQO en MEZ e incentivo la formación de gránulos más compactos, más redondos y más pequeños. Por el contrario, mantener un FA de $3.0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ en AER y ANA no permitió desarrollar morfológicamente un lodo granular con buena capacidad de sedimentación. Pues bien, seleccionar una óptima fuerza de corte en función del rendimiento, también deriva en una reducción de los costos de operación, puesto que la aireación supone uno de los más importantes.

El tiempo de sedimentación proporciona un importante control y estabilidad sobre la concentración y las propiedades de sedimentación de la biomasa alimentada con sustratos sintéticos. Por tal motivo, la selección y el rango de variación son claves para la conservación de los microorganismos promotores de la GA y el no lavado de la biomasa. En esta investigación, ambas fases manifestaron que un TS entre 5 y 10 min fue óptimo para evitar el lavado del reactor, mejorar la distribución de los tamaños del lodo y aumentar la remoción de DQO.

El SBR presenta una operación flexible e ideal para la investigación y el tratamiento de AR. La posibilidad de modificar parámetros de operación relacionados con volumen del reactor, RIV, el tiempo del ciclo y sus etapas (tiempo de alimentación, aireación, sedimentación, descarga); permite llevar a cabo, dos o más fases en simultáneo. Con respecto a los costos, aunque la automatización implique algunos adicionales, los asociados con operación y mantenimiento disminuyen, pues al prescindir el SBR de sedimentadores lo hace también su necesidad de mano de obra.

El tamaño y porosidad de los gránulos define el desempeño físico y fisiológico del sistema. En ese sentido, se demostró que la capacidad de eliminación simultánea de los nutrientes C y N, estuvo influenciada por el diámetro de los gránulos. La conformación de los microambientes del LGA inicial de MEZ mostró una mayor reducción de DQO y NH_4^+ en el arranque de la operación, que al final, proporcional al comportamiento presentado en el diámetro, el cual también se redujo. Por otro lado, la naturaleza propia de los microorganismos anaerobios del reactor ANA-II, no mostró inicialmente valores de eliminación para los nutrientes; sin embargo, la operación aerobia logró inducir la proliferación de organismos consumidores de $\text{NH}_4^+\text{L}^{-1}$.

Independiente del origen de los lodos, aerobio o anaerobio y de las condiciones operacionales del reactor, el tipo de sustrato sintético fue determinante en las abundancias relativas de las especies conformadoras de los gránulos aerobios. De forma general, los filo con abundancias relativas más altas en los tratamientos de MEZ Fase I, MEZ Fase II y ANA-II fueron *Proteobacterias* y *Bacteroidetes* con valores de 62%, 67% y 59%, y 15%, 21% y 29%.

Principales resultados encontrados:

- ✓ Construir un prototipo de reactor SBR a escala laboratorio, efectivo, flexible y aplicado por sus características físicas y operativas para el desarrollo de la tecnología granular aerobia.
- ✓ Recopilar las técnicas experimentales indicadas para el control, seguimiento y la obtención de resultados de la investigación.
- ✓ Establecer el proceso de adaptación apropiado para cada uno de los inóculos (aerobio y anaerobio)
- ✓ Obtener gránulos aerobios a partir de inóculos con naturaleza aerobia y anaerobia.
- ✓ Evaluar la influencia de los inóculos en la granulación aerobia.

- ✓ Analizar la interacción de los inóculos aerobio y anaerobio con las variables de presión de selección determinadas como las más importantes en la literatura para el proceso de conformación de los gránulos aerobios: TS, RIV y FA.
- ✓ Conseguir a partir de gránulos aerobios formados, el tratamiento de la materia orgánica (DQO) y de nutrientes como el nitrógeno amoniacal (NH_4^+)
- ✓ Identificar las comunidades microbiológicas de los inóculos y de los gránulos conformados, así como su influencia para el proceso.

8.2 Recomendaciones

Con relación a estudios futuros que permitan el desarrollo de la granulación aerobia, se sugiere lo siguiente:

El proceso de adaptación previo a la operación, demostró ser una herramienta importante en la selección de microorganismos, por lo que hacer un seguimiento más exhaustivo en cuanto a morfología y asimilación de la materia orgánica en términos de DQO, podría brindar información relevante en el desarrollo de la granulación aerobia.

Realizar perfiles de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo durante la operación, permitiría obtener un tiempo de ciclo basado en el comportamiento de la concentración de OD y promover el entendimiento de la conformación de los microambientes aerobios, anóxicos y anaerobios del gránulo. La reducción del tiempo de aireación, se traduce en menor consumo de energía total. Asimismo, esta información sería útil en la determinación de la relación C: N: P del sustrato, necesaria para el desarrollo de los gránulos aerobios.

La implementación de un SS permite simular y acondicionar las características fisicoquímicas de un agua real a las necesidades particulares del estudio. Sin embargo, en búsqueda de la aplicación de la tecnología granulara aerobia a gran escala, la investigación con agua residual real es conveniente, ya que algunos tipos de agua contienen estructuras complejas con alto contenido de partículas, contrario al agua sintética de laboratorio, la cual rara vez contienen sustancias insolubles.

Conviene decir que, aunque la distribución de tamaño fue la evidencia directa para mostrar los procesos de granulación, esta medida analítica puede verse interferida por las fuertes y alargadas estructuras filamentosas que quedan retenidas en los tamices.

ANEXOS

Tabla A 1 Recopilación de estudios experimentales y condiciones operacionales en la granulación aerobia

Reactor	Sustrato/concentración (mg L ⁻¹)	Inóculo	Dimensiones reactor	Ciclo (h)	Eficiencia (%)	Parámetros de control						Características GA			
						RI	TR H (h)	OD/Flujo de aire	Fuerza de corte (cm s ⁻¹)	pH	T (°C)	IG	Diámetro máximo	Duración estudio	Referencia
SBR	Agua sintética, fuente de carbón etanol.	Lodo estándar para remover DQO de un SBR	2.25 y 2.5L, Altura=150cm, Diámetro=5.6cm. A/D=26.8	3 y 4		50 %	6.75 y 8		1.4-4.1	6,5	20 ± 2		4.6mm	Hasta 10 semanas	Beun et al. (1999)
SBR airlift	Agua Sintética, fuente de carbón acetato.	Lodo activado de (Planta tratamiento convencional)	3.0L.	3		50 %	5,6		2,2	7.0±2	20	Día 7	2.7mm	140días	Beun et al. (2002)
SBR	Agua sintética. DQO=500	Lodo granular anaerobio (UASB-tratamiento de cervecería)	5L. Altura=50cm, Diámetro=17.6cm. A/D=2.84	6		50 %				7	25 ± 2	Día 38	1.4mm	60 días	Linlin et al. (2005)
SBR	Agua sintética. DQO=1000	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	2.0L. Diámetro=5cm. A/D=20	1 y 1.5	DQO=40-90	50 %	2 y 3		2,4			Día 12	970 µm	47 días	Li et al. (2007)
SBR	Agua sintética, fuente de carbón acetato. DQO=500	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	1.96L. Altura=127cm, Diámetro=5cm. A/D=25.4	4		30 %	8	3L min ⁻¹							Li et al. (2008)
SBR	Agua sintética, fuente de carbón glucosa y peptona.	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	4L. Altura=100cm, Diámetro=9cm. A/D=11	4		50 %		1.58 - 4.6L min ⁻¹	0.4-1.2		20-23			114 días	Sturm & Irvine (2008)
Flujo continuo	Agua sintética, fuente de carbón acetato	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal) e inóculo cultivado	Altura=120cm, Diámetro=6cm. A/D=20	4	DQO> 83	50 %	24	3L min ⁻¹		7.4-7.9			2-3mm	216 días	Juang et al. (2010)
SBR	Agua sintética, fuente de carbón glucosa. DQO ₁ = 300 y DQO ₂ =500	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	12L	5 y 7.75	DQO>95, NT>90, P>96			2.0 - 5.0 mg L ⁻¹	3,9	7.3-7.8	24 ± 1	Día 11	1.0-1.2mm	90 días	Gao et al. (2011)
SBR	Agua sintética, fuente de carbón glucosa. DQO=200	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	2.4L. Altura=80cm, Diámetro=6cm. A/D=13	3				2L min ⁻¹ . 2-5mg L ⁻¹		7.0-7.5	20-22	Día 5	600 µm	120 días	Li et al. (2011)
SBR piloto	Agua sintética, fuente de carbón acetato. DQO=800	Lodo activado y lodo granular aerobio maduro de laboratorio	105.46L. Altura=175cm, Diámetro=27.7cm. A/D=6.3	6	DQO>92, NT>80, P>90	60 %			1.2-2.0		15-20	Día 4	1.6mm	24días	Long et al. (2014)
SBR	Agua residual del proceso del caucho. DQO=1820	Lodo activado de (Planta tratamiento municipal)	1.8L. Altura=36cm, Diámetro=8cm. A/D=4.5	3,6 y 12	En TRH=3h; DQO>95, NT>80	50 %	6, 12 y 24	2.4-6.1 mg L ⁻¹ , 3.3-6.8mg L ⁻¹ y 4.0-7.6mg L ⁻¹	1,7	7,4	27 ± 1		0.8, 1.2 y 2 ± 1 mm		Rosman et al. (2014b)

SBR	Agua residual doméstica y agua sintética con fuente de carbono acetato. DQO=600	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	11L. Altura=190cm, Diámetro=9cm. A/D=19.5	3	DQO>90, N>80	50 %		4L min ⁻¹		16-27	Día 30	4mm	200 días	Jungles et al. (2014)	
Flujo continuo	Agua sintética, fuente de carbón glucosa. DQO=400	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	7.5L. Altura=135cm, Diámetro=8.4cm. A/D=16		DQO>80, N>90, PT>80	20 y 13.9 L día ⁻¹	9	3.0-6.0mg L ⁻¹	7	20	Día 4	3mm	55días	Long et al. (2014)	
SBR	Agua sintética, fuente de carbón acetato	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal, Temperaturas promedio 40-50°C)	3L. Altura=100cm, Diámetro=6.5cm. A/D=15.4	3	En T=50°C; DQO>98, N>94, P>72	50 %	3		2,0	30,40 y 50 ± 1	Día 30	T=50°C; 3.36mm	50 días	Ab Halim et al. (2015)	
SBR	Agua Sintetica, fuente de carbón acetato	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	2.3L. Altura=180cm, Diámetro=6cm. A/D=30	4	DQO= 100	60-80 %		5L min ⁻¹	7.2± 2		Día 5	5.0± 1mm	38días	Wan et al. (2015)	
SBR Escala real	Agua residual doméstica. DQO=506	Lodo de una planta real de tratamiento para granulación aerobia	9600m³. Altura=7.5m, Diámetro=41m. A/D=0.18	6.5 clima seco y 3 clima lluvioso	DQO, NT y PT>80	65 y 30-40 %	17	1.8-2.5mg L ⁻¹	0.08-0.09	20	5 meses	1mm	15 meses	(Pronk, et al. (2015)	
SBR	Agua residual doméstica	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	4.5L. A/D=11.3 y A/D=4.4	3 y 4		50 %	6 y 8	4L min ⁻¹ . 7.0-9.0mg L ⁻¹	0.7-1.33					Awang & Shaaban, (2016b)	
SBR	Agua residual del sacrificio del ganado con previo tratamiento	Lodo floculento de (Planta de tratamiento municipal) y lodo granular aerobio (Reactor a escala laboratorio)	7L. Altura=76cm, Diámetro=7cm. A/D=11	8	DQO=95, N=82-93 y P= No se logró	50 %		1L min ⁻¹ . 1.5-2.0 mg L ⁻¹	6.8-8.6	20-23	Día 8	980 µm	80 días	Verawaty et al. (2016)	
SBR	Agua residual de criadero porcino. DQO=418-1600	Lodo de tanque de sedimentación secundario (Planta de tratamiento municipal)	4L. Altura=100cm, Diámetro=9cm. A/D=13	24	DQO=51, NH ₄ ⁺ -N=50	50 %		0.87-1.31	7.0-8.0	25 ± 5	Día 3	1-2mm	80 días	Liu et al. (2017)	
SBR	Agua sintética. DQO=1400, 700 y 400	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	3L. Diámetro=10cm	8	DQO ₁₄₀₀ >95, N ₇₀₀ >47, P ₁₄₀₀ >96	2/3	12	2L min ⁻¹ . 2-5mg L ⁻¹	0.43		Día 75	DQO=1400 mg L ⁻¹ ; 2mm	320 días	Kang & Yuan (2017)	
SBR	Agua sintética, fuente de carbón glucosa. DQO=2000	Lodo activado de (Planta de tratamiento municipal)	2L. Altura=25cm, Diámetro=13cm. A/D=1.9	12		50 %		1L min ⁻¹		24 ± 1	Día 5	549 µm	64 días	Yin et al. (2019)	
SBR	Agua sintética, fuente de carbón acetato	Lodo granular aerobio maduro de laboratorio	4L. Altura=100cm, Diámetro=9cm. A/D=11.11	2.66	DQO>96, NH ₄ -N>95.8	50 %	5.33		0.44	7.0-7.5	20 ± 5	Día 19	4-5mm	229 días	Liu et al. (2023)

*RI=Relación de intercambio, *TRH= Tiempo de retención hidráulico, *OD=Concentración oxígeno disuelto, *T= Temperatura, *IG= Inicio granulación

LABORATORIO DE BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL FACULTAD DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL UNIVERSIDAD DEL VALLE																																																																																																																																																																		
GRUPO:	ECCA		PROYECTO:	PROYECTO																																																																																																																																																														
RESPONSABLE:	PROF. Olegario Cisneros (OD), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos Totales Volátiles (STV), Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles Totales (SVT), Índice de volumen de Lodos (IVL), Análisis microbiológico		CURSO:	Santiago de Cali																																																																																																																																																														
Datos de la fuente de inóculo Nombre PTAR: _____ Localización PTAR: _____ Fecha de toma de muestra: _____ Hora de la muestra: _____ Volumen de Lodo PTAR: _____ Hora de ingreso al laboratorio: _____																																																																																																																																																																		
Registro fotográfico																																																																																																																																																																		
1. Procedimiento para el arranque del reactor Condiciones de conservación: Lodo anaeróbico: Mantener refrigerado a 4 °C / Lodo aeróbico: Mantener en condiciones aéreas no por más de 4 días y con sustrato Adaptación de Inóculo Aeróbico "Antes de realizar la adaptación es importante realizar un lavado al lodo. Para esto, en conos Imhoff de 1L., verter el lodo inoculador y dejar sedimentar por 15 min. Luego extraer 400ml. de sobrenadante y llenar nuevamente con el sustrato de alimentación. Repetir esta acción mínimo 5 veces. (El agua del sustrato debe ser recogida 24h con anticipación y cubierta para liberar el cloro residual) a. Después del lavado, en un recipiente de forma cónica colocar en contacto el lodo con el sustrato de alimentación de la prueba. Iniciar con el 50% de la concentración total a emplear e ir aumentando gradualmente cuando se identifique remoción de DQO > 50% (El volumen del sustrato corresponde al 50 % y el volumen del lodo el otro 50% del recipiente) b. Mezclar muy bien el lodo con el sustrato c. Dejar sedimentar por 15 min mínimo y tomar muestra del sobrenadante para análisis de DQO filtrado o centrifugar a 5000 rpm por 5 min d. Después de 24 h medir nuevamente la DQO del sobrenadante filtrado o centrifugado e. Si los análisis de DQO muestran una degradación óptima del sustrato (DQO1-DQO2 >= 50%), aumentar la concentración del sustrato de alimentación en un 25%, así sucesivamente hasta completar el 100% de la concentración del sustrato. (Aproximadamente 4 días) f. Al llegar al 100% de la concentración del sustrato, tomar una alícuota duplicada y medir SST y SSV, si el lodo es tomado de la línea de recirculación se debe realizar ST y SVT debido a la gran concentración de los mismos en este tipo de lodo (SST > 40000 mg/L), por lo cual se impide el peso por el filtro de vidrio. g. Para la muestra de SST, SSV, ST y SVT mezclar muy bien el lodo con el sustrato y tomar 50ml de volumen de muestra. h. Si ST y SVT son mayores a 20000 mg/L, se debe realizar una dilución con el sustrato utilizado en la alimentación para realizar la inoculación i. Tomar dos muestras de 2.5 ml para el análisis microbiológico j. Con resultados de SSV o SVT, calcular la relación F/M para determinar el volumen de inoculación del reactor																																																																																																																																																																		
2. Datos iniciales para el arranque del reactor <table border="1"> <thead> <tr> <th>Día/ hora</th> <th>Parámetro</th> <th>Concentración</th> <th>Factor</th> <th>Muestra 1</th> <th>Muestra 2</th> <th>Muestra 3</th> <th>Unidad</th> <th>Observaciones</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="5"></td> <td>pH (Lodo +sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg/L</td> <td rowspan="5">DQO1-DQO2</td> </tr> <tr> <td>OD (Lodo+sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Sustrato</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Filtrado</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Total</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td rowspan="5"></td> <td>pH (Lodo +sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg/L</td> <td rowspan="5">DQO1-DQO2</td> </tr> <tr> <td>OD (Lodo+sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Sustrato</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Filtrado</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Total</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td rowspan="5"></td> <td>pH (Lodo +sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg/L</td> <td rowspan="5">DQO1-DQO2</td> </tr> <tr> <td>OD (Lodo+sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Sustrato</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Filtrado</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Total</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td rowspan="5"></td> <td>pH (Lodo +sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg/L</td> <td rowspan="5">DQO1-DQO2</td> </tr> <tr> <td>OD (Lodo+sustrato)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Sustrato</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Filtrado</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>DQO Total</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> </tbody> </table>						Día/ hora	Parámetro	Concentración	Factor	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Unidad	Observaciones		pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2	OD (Lodo+sustrato)						Abs	DQO Sustrato						Abs	DQO Filtrado						Abs	DQO Total						Abs		pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2	OD (Lodo+sustrato)						Abs	DQO Sustrato						Abs	DQO Filtrado						Abs	DQO Total						Abs		pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2	OD (Lodo+sustrato)						Abs	DQO Sustrato						Abs	DQO Filtrado						Abs	DQO Total						Abs		pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2	OD (Lodo+sustrato)						Abs	DQO Sustrato						Abs	DQO Filtrado						Abs	DQO Total						Abs
Día/ hora	Parámetro	Concentración	Factor	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Unidad	Observaciones																																																																																																																																																										
	pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2																																																																																																																																																										
	OD (Lodo+sustrato)						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Sustrato						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Filtrado						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Total						Abs																																																																																																																																																											
	pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2																																																																																																																																																										
	OD (Lodo+sustrato)						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Sustrato						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Filtrado						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Total						Abs																																																																																																																																																											
	pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2																																																																																																																																																										
	OD (Lodo+sustrato)						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Sustrato						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Filtrado						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Total						Abs																																																																																																																																																											
	pH (Lodo +sustrato)						mg/L	DQO1-DQO2																																																																																																																																																										
	OD (Lodo+sustrato)						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Sustrato						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Filtrado						Abs																																																																																																																																																											
	DQO Total						Abs																																																																																																																																																											
h. Sólidos $F/M = \frac{Q \cdot V_s \cdot (SST - SST_0)}{V_r \cdot (SST - SST_0)}$																																																																																																																																																																		
<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Día/ hora</th> <th rowspan="2">Procedimiento</th> <th rowspan="2">Parámetro</th> <th colspan="2">ST-SV</th> <th colspan="2">SST-SSTV</th> <th rowspan="2">Unidad</th> <th rowspan="2">Observaciones</th> </tr> <tr> <th>Muestra 1</th> <th>Muestra 2</th> <th>Muestra 1</th> <th>Muestra 2</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="4"></td> <td rowspan="4">Horno 105°C Mufla 550°C</td> <td>M₁=Peso (Cap+Mem)</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg</td> <td rowspan="4"></td> </tr> <tr> <td>M₂=Peso</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg</td> </tr> <tr> <td>M₃=Peso</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg</td> </tr> <tr> <td>V₁=Volumen muestra</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mL</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>Promedios</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mg/L</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>						Día/ hora	Procedimiento	Parámetro	ST-SV		SST-SSTV		Unidad	Observaciones	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 1	Muestra 2		Horno 105°C Mufla 550°C	M ₁ =Peso (Cap+Mem)					mg		M ₂ =Peso					mg	M ₃ =Peso					mg	V ₁ =Volumen muestra					mL			Promedios					mg/L																																																																																																													
Día/ hora	Procedimiento	Parámetro	ST-SV		SST-SSTV				Unidad	Observaciones																																																																																																																																																								
			Muestra 1	Muestra 2	Muestra 1	Muestra 2																																																																																																																																																												
	Horno 105°C Mufla 550°C	M ₁ =Peso (Cap+Mem)					mg																																																																																																																																																											
		M ₂ =Peso					mg																																																																																																																																																											
		M ₃ =Peso					mg																																																																																																																																																											
		V ₁ =Volumen muestra					mL																																																																																																																																																											
		Promedios					mg/L																																																																																																																																																											
i. Relación F/M <table border="1"> <thead> <tr> <th>Sustrato</th> <th>Parámetro</th> <th>Factor</th> <th>Muestra 1</th> <th>Muestra 2</th> <th>Unidad</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="3">F/M</td> <td>DQO</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>Abs</td> </tr> <tr> <td>Volumen inóculo</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mL</td> </tr> <tr> <td>Volumen sustrato</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>mL</td> </tr> </tbody> </table>						Sustrato	Parámetro	Factor	Muestra 1	Muestra 2	Unidad	F/M	DQO				Abs	Volumen inóculo				mL	Volumen sustrato				mL																																																																																																																																							
Sustrato	Parámetro	Factor	Muestra 1	Muestra 2	Unidad																																																																																																																																																													
F/M	DQO				Abs																																																																																																																																																													
	Volumen inóculo				mL																																																																																																																																																													
	Volumen sustrato				mL																																																																																																																																																													

C. Diseño geométrico del reactor.

