

Fundación Universidad de las Américas Puebla

Escuela de Ingenierías

Departamento de Ingeniería Civil & Ambiental

Doctorado en Ciencia del Agua

UDLAP®

**Desarrollo de lodos granulares aerobios para tratamiento de aguas
residuales mezcladas**

Presenta:

M.C. Celina del Carmen Sanchez Sanchez

Tesis profesional, presentada como requisito parcial para obtener el título de
Doctor en Ciencias del Agua.

Santa Catarina Mártir, Puebla

Otoño, 2022

Fundación Universidad de las Américas Puebla

Escuela de Ingeniería



Desarrollo de lodos granulares aerobios para tratamiento de aguas residuales mezcladas

Tesis profesional, presentada como requisito parcial para obtener el título de Doctor en Ciencias del Agua.

M.C. Celina del C. Sanchez Sanchez
Estudiante

Dra. Ernestina Moreno Rodríguez
Directora

Dra. Gabriela E. Moeller Chávez
Co-Directora Externa

Dr. René Alejandro Lara Díaz
Revisor

Dra. Déborah Xanat Flores Cervantes
Revisor

Dra. Adriana Palacios Rosas
Revisor

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad de las Américas Puebla por aceptarme en su programa de Doctorado en Ciencias del Agua (DCA), apoyarme con la beca académica otorgada, permitirme ser parte de esta gran comunidad y sembrar en mí sus ideales institucionales.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico brindado a través del convenio con nuestro programa de DCA.

A la Empresa para el Control de la Contaminación de Aguas de Civac (ECCACIV) por apoyarnos en la parte experimental de este proyecto, por aceptarme en sus instalaciones para realizar mi movilidad académica, brindarnos su apoyo en la realización de las pruebas y su amable disponibilidad para cualquier requerimiento referente al proyecto. Gracias a sus analistas: Analit, Dany, Andrea, Felipe, y el resto del equipo por su valioso apoyo en las mediciones y para resolver cualquier duda sobre la correcta utilización de los equipos y procedimientos.

A la Universidad Politécnica del Estado de Morelos (UPEMOR) por compartir sus instalaciones y equipos para realizar parte del trabajo experimental. A la Dra. Victoria Bustos Terrones por su amable recibimiento durante mi estancia, sus atenciones y las facilidades que me brindó para sacar adelante el trabajo.

Gracias al Dr. René Reyes Mazzoco por incluirme inicialmente en su proyecto. Mostrarme la dirección de hacia dónde avanza la innovación para el tratamiento biológico de las aguas residuales y darme las herramientas para desarrollarme dentro de esta fascinante línea de investigación . Hasta donde se encuentre, muchas gracias.

A la Dra. Ernestina Moreno Rodríguez por cobijarme para continuar desarrollando el proyecto. Gracias por su amistad, por confiar en mí, por su guía, paciencia y apoyo incondicional para este trabajo de investigación. Por su tiempo y disponibilidad para atender cualquier situación relacionado al proyecto, y por sus acertadas observaciones y recomendaciones en la mejora de esta tesis.

A la Dra. Gabriela Moeller Chávez por su valioso apoyo en la reestructuración del proyecto. Su confianza, su asesoría y respaldo para realizar mi estancia de investigación. Por guiarme durante la realización de los experimentos y sus importantes aportaciones para mejorar este trabajo.

A los investigadores que integran e integraron el cuerpo académico del DCA durante mi periodo como estudiante, ya que todos de una u otra manera contribuyeron con ideas y comentarios de mejora para este trabajo. Al Dr. José Ángel Raynal Villaseñor por su apoyo al inicio de mi programa, por creer en mí y ser parte de mi formación dentro de la investigación.

A la Coordinadora de los laboratorios de Investigación IBT-ITA de la UPEMOR, Diana Karina Díaz de Anda por apoyarme durante mi estancia y por sus asesoría para el uso de los equipos y materiales necesarios durante la realización de las pruebas experimentales dentro de las instalaciones del laboratorio 08 de Ingeniería-Investigación y el laboratorio de Tecnología Ambiental.

Al encargado del laboratorio 07 de la UPEMOR Juan Antonio Alcantar Rodríguez por su disponibilidad para apoyarme en toda la parte técnica dentro de los laboratorios de la UPEMOR. Gracias Juan por tu amistad y por ayudarme a construir mi tanque a escala.

A mis amigos de Puebla, que me hicieron sentir como en casa estos cinco años y fueron un soporte importante durante mi doctorado.

A Erick Coy por su disponibilidad para ayudarme cada vez que lo requería. Eres un excelente compañero y amigo.

DEDICATORIA

Para mi manzana Diana Ivedt Reyes Trujillo. Gracias por ser también mi familia, uno de mis pilares y cómplice en todos mis proyectos.

Para mis papás, Celina Sanchez Pérez y Jesús Edgardo Zavala Álvarez, a quienes amo y admiro. Gracias por creer siempre en mí, apoyarme y sostenerme.

Para mi hermano Eberardo. Para quien espero ser un buen ejemplo y apoyo siempre.

Para mi hermano Ernesto. Hasta donde estés, gracias por cuidarme. Este logro también es tuyo.

Para mi amigo y compañero “Nito”. Quien desde que llegó a mi vida, ha sido parte de todos los esfuerzos necesarios para obtener este grado.

CONTENIDO

SUMMARY	XV
RESUMEN.....	XVI
1. INTRODUCCIÓN.....	17
1.1. Planteamiento del problema	20
1.2. Justificación	24
1.3. Hipótesis	27
1.4. Objetivos.....	27
1.4.1. Objetivo general	27
1.4.2. Objetivos específicos	27
2. MARCO TEÓRICO.....	28
2.1. Disponibilidad hídrica y principales actividades industriales en el centro de México.....	28
2.2. Tipos de tratamientos biológicos tradicionales utilizados en México	30
2.2.1. Sistema AS	31
2.2.2. Humedales artificiales	32
2.2.3. Lagunas de estabilización.....	33
2.2.4. Biodiscos	34
2.3. Propiedades e interacciones dadas durante la formación de los AGS	35
2.4. Características biológicas de los AGS para tratamiento de AR mezcladas.....	38
2.5. Reactores biológicos utilizados para el desarrollo de sistemas AGS	42
2.5.1. Reactores secuenciales por lotes (SBR)	42
2.5.2. Reactores de membrana.....	43
2.5.3. Reactores en flujo continuo (CFR).....	43
2.6. Factores operativos influyentes en la formación y estabilidad de los AGS	44
2.6.1. Temperatura.....	45
2.6.2. pH	45
2.6.3. Tiempo de ciclo y TRH	46
2.6.4. Presión de selección.....	46
2.6.5. Tasa de aireación y oxígeno disuelto.....	47
2.6.6. Relación de intercambio volumétrico.....	48
2.6.7. Tasa de carga orgánica	49

2.7.	Desarrollo de sistemas AGS a escalas completas.....	49
3.	ESTADO DEL ARTE	51
4.	MATERIALES Y MÉTODOS	54
4.1.	Metodología.....	54
4.2.	Métodos de experimentación.....	55
4.2.1.	Descripción de las unidades	55
4.2.2.	Fuente de las aguas residuales y el inóculo	57
4.2.3.	Legislación	57
4.2.4.	Condiciones operativas para el desarrollo de los sistemas AGS	58
4.2.5.	Métodos de medición durante el desarrollo de los AGS y la aplicación de la matriz experimental	60
4.2.5.1.	<i>Parámetros físico-químicos</i>	60
4.2.5.2.	<i>Métodos estándares para medición de las variables de respuesta</i>	61
4.2.5.3.	<i>Métodos gravimétricos para medición de sólidos</i>	62
4.2.5.4.	<i>Determinación del tamaño de los gránulos en los reactores</i>	63
4.2.5.5.	<i>Determinación de la velocidad de sedimentación de los gránulos</i>	64
4.3.	Diseño experimental	65
4.4.	Análisis estadístico	66
4.5.	Consideración de posibles dificultades.....	67
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	68
5.1.	Adaptación del inóculo y formación de los gránulos aerobios.....	68
5.2.	Morfología de los AGS durante las etapas operativas.....	70
5.3.	Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en los sistemas AGS y AS durante las combinaciones operativas	73
5.3.1.	Temperatura y conductividad	73
5.3.2.	OD y Temperatura	76
5.3.3.	pH y potencial REDOX.....	77
5.4.	Capacidad de sedimentación de los sistemas biológicos durante las combinaciones operativas.....	79
5.4.1.	Velocidad de sedimentación de los agregados en el sistema AGS.....	83
5.5.	Caracterización cualitativa de las muestras de AR mezcladas	85
5.6.	Desempeño en la remoción de contaminantes en los sistemas biológicos	89
5.6.1.	Eficiencia de remoción de la DQO y DBO ₅	89

5.6.2. Remoción de DQO y DBO ₅ en los sistemas biológicos para cumplimiento de la norma.....	92
5.6.3. Eficiencia de remoción de nutrientes.....	95
5.6.4. Capacidad de cumplimiento de la norma para remoción de nutrientes	98
5.7. Resultados del análisis estadístico.....	101
5.7.1. Pruebas de Normalidad de los sistemas biológicos.....	101
5.7.1.1. Transformación Box-Cox	102
5.7.1.2. Prueba de normalidad de los procesos AGS y AS con datos transformados	103
5.7.2. Análisis del diseño factorial de los sistemas biológicos.....	106
5.7.3. Correlaciones estadísticas.....	109
5.7.3.1. Análisis de componentes principales del sistema AGS y AS	109
5.7.3.2. Análisis de correlación de Pearson para los sistemas AGS y AS	112
5.7.4. Análisis de varianza (ANOVA) usando el Diseño de Bloques Completos al Azar (DBCA)	114
5.7.4.1. Sistema AGS	114
5.7.4.2. Sistema AS	115
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	117
6.1. Conclusiones.....	117
6.2. Recomendaciones	118
6.3. Trabajos futuros.....	119
REFERENCIAS	120
ANEXOS	133
AI. Comportamiento de las especies de N durante el tratamiento de AR	133
AII. Ecuaciones de regresión lineal para el cálculo de datos faltantes.....	134
- Sistema AGS	134
- Sistema AS	134
AIII. ANOVA-DBCA de las variables representativas del sistema AGS.....	135
AIV. ANOVA-DBCA de las variables representativas del sistema AS.....	136
AV. Estrategia operativa para la formación de un sistema granular aerobio estable en un SBR.....	137
AVI. Productos del trabajo de investigación	138

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Eficiencia de remoción de contaminantes industriales en México en 10 años.	22
Tabla 2. Tipos de tratamientos comunes para aguas industriales en México al 2017.....	23
Tabla 3. Costos de operación en términos de consumo de energía y reactivos de OAPs	25
Tabla 4. Valores característicos promedios de descargas industriales.....	30
Tabla 5. Eficiencias de remoción obtenidas en trabajos previos usando sistemas AGS-SBR.....	52
Tabla 6. Composición de las AR mezcladas utilizadas en el estudio.	57
Tabla 7. LMP establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 para carga orgánica y nutrientes	58
Tabla 8. Condiciones de operación durante las combinaciones aplicadas al AGS-SBR.	59
Tabla 9. Factores y niveles paramétricos utilizados en el DoE.....	65
Tabla 10. DoE ordenado para la operación en los SBR	65
Tabla 11. Estrategias operativas aleatorias aplicadas en cada etapa operativa	66
Tabla 12. Posibles dificultades con sus alternativas de acción	67
Tabla 13. Remoción promedio de DQO y DBO ₅ obtenido de acuerdo al tipo de AR tratada.....	86
Tabla 14. Valores óptimos de λ usando la transformada de Box-Cox para el sistema AGS y AS.....	102
Tabla 15. Correlaciones de Pearson por pares	113
Tabla 16. Resumen del ANOVA-DBCA para las variables representativas del sistema AGS-SBR	114
Tabla 17. Resumen del ANOVA-DBCA para variables representativas del sistema AS-SBR.....	115
Tabla 18. Estrategia operativa para el desarrollo de un sistema AGS-SBR	137

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ruta de transporte y destino final de las AR mixtas en el medio ambiente.	21
Figura 2. Disponibilidad de las cuencas hidrológicas en el centro de México para 2021. ...	29
Figura 3. Representación esquemática de un proceso de tratamiento de AS convencional. ...	31
Figura 4. Proceso de formación de los lodos granulares aerobios (AGS).	36
Figura 5. Distribución de las moléculas de señalización dentro de un AGS-SBR	37
Figura 6. Diferencia entre la estructura de un flóculo de lodo (1); y un AGS (2)	38
Figura 7. Vías de remoción de DQO, N y P en los AGS a través de sus diferentes zonas redox.....	40
Figura 8. Estrategia experimental utilizada para el desarrollo del sistema AGS y el tratamiento de las aguas residuales mixtas.....	55
Figura 9. Esquema del SBR a escala de banco para la formación de AGS y evaluación de las condiciones operativas.	56
Figura 10. Unidades experimentales (SBR) para el desarrollo de la granulación aerobia....	56
Figura 11. Estrategia de medición de OD en los SBRs	61
Figura 12. Diferencias del inóculo inicial y el inóculo adaptado a las características de las aguas residuales mezcladas	69
Figura 13. Evolución en la formación de gránulos aerobios dentro del sistema AGS durante la etapa I.	69
Figura 14. Cambios en la morfología granular del sistema AGS durante el las combinaciones operativas	72
Figura 15. (a) y (b): Comportamiento de la conductividad en función de la temperatura durante los periodos de operación.....	74
Figura 16. (a) y (b): Variabilidad temperatura y el OD durante los periodos de operación. ...	76
Figura 17. (a) y (b): Comportamiento del potencial REDOX en función del pH durante los periodos de operación.	78

Figura 18. Comparativa en la capacidad de sedimentación en el sistema AGS-R1 y AS-R2 durante la aplicación de la matriz experimental.....	81
Figura 19. Variabilidad del IVL y de los SSLM en el sistema AGS durante las etapas operativas.	82
Figura 20. Velocidad de sedimentación y valor del IVL de los AGS durante el periodo de operación	84
Figura 21. Velocidad de sedimentación de los AGS en función de la temperatura.....	84
Figura 22. Caracterización del influente durante el periodo de operación de la matriz experimental.....	88
Figura 23. Comparativa de eficiencia de remoción en los sistemas AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación. (a): DQO; (b): DBO ₅	91
Figura 24. Comparativa de la capacidad de remoción de DQO del sistema AGS-R1 y AS-R2 a lo largo del periodo de operación	93
Figura 25. Comparativa de la capacidad de remoción de DBO ₅ del sistema AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación.....	94
Figura 26. Comparativa de eficiencia de remoción de NTK en AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación.	96
Figura 27. Comparativa de eficiencia de remoción de PT en AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación.	97
Figura 28. Comparativa de la capacidad de remoción de NTK en AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación.....	99
Figura 29. Comparativa de la capacidad de remoción de PT en AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación.	100
Figura 30. Distribución normal con datos transformados de los principales factores influyentes del sistema AGS	104
Figura 31. Distribución normal con datos transformados de los principales factores influyentes del sistema AS	106

Figura 32. Gráfica de Pareto donde se muestra el umbral de significancia estadística	109
Figura 33. Score Plot de PCA de las AR de alimentación de la PTAR en estudio dentro del sistema (A) AGS y (B) AS.....	110
Figura 34. Biplot de PCA para los factores operativos influyentes del sistema AGS y AS: (A) RIV [%]; (B) TA [L/min]; (C) TC [h].	111
Figura 35. Comportamiento de las especies de N en los sistemas biológicos durante los periodos de operación.	133

NOMENCLATURA

AGS	Aerobic granular sludge
AS	Activated sludge (Lodos activados)
AOB	Ammonia-oxidizing bacteria (Bacterias amonio-oxidantes)
AOPs	Advanced oxidation processes (Procesos de oxidación avanzada)
AR	Aguas residuales
CFR	Continuous-flow reactor (Reactor de flujo continuo)
C/N	Carbon/nitrogen ratio (Relación carbono/nitrógeno)
CW	Constructed wetlands (Humedales construidos)
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno – (mg DBO ₅ /L)
DBCA	Diseño de bloques completo aleatorios
DoE	Diseño de experimentos
DOF	Diario oficial de la federación
DQO	Demanda química de oxígeno – (mg DQO/L)
F/M	Feeding-microorganisms ratio (relación alimento/microorganismos)
GAOs	Glycogen accumulating organisms (Organismos acumuladores de glucógeno)
H/D	Height/diameter (altura/diámetro) – (cm)
IVL	Índice volumétrico de lodo – (mL/g-SST)
QS	Quorum Sensing (Detección de quórum)
LMP	Límites máximos permisibles
MO	Materia orgánica – (mg/L)
N	Nitrógeno

NOB	Nitrite-oxidizing bacteria (Bacterias oxidantes de nitrito)
NTK	Nitrógeno total kjeldahl – (mg NTK/L)
OD	Oxígeno disuelto – (Kg O ₂ /m ³ ·d)
ORP	Oxidation-Reduction Potential (Potencial óxido-reducción) – (mV)
P	Fósforo
PAOs	Phosphate accumulating organisms (Organismos acumuladores de fosfatos)
PCA	Principal component analysis (Análisis de componentes principales)
PM	Promedio mensual
PTARs	Planta de tratamiento de aguas residuales
PT	Fósforo Total
RIV	Relación de intercambio volumétrico – (%)
RBC	Rotating biological contactor (Contactor biológico rotativo)
SAV	Surface air velocity (Velocidad de aireación superficial) – (cm/s)
SBR	Sequencing batch reactor (Reactores secuenciales por lotes)
SPE	Sustancias poliméricas extracelulares
SND	Simultaneous nitrification/desnitrification (Nitrificación/desnitrificación simultánea)
SSLM	Sólidos suspendidos del licor mezclado – (mg/L)
TA	Tasa de aireación – (L/min)
TC	Tiempo de ciclo – (h)
TCO	Tasa de carga orgánica – (kg MO/m ³ ·d)
TRH	Tiempo de retención hidráulica – (h)
TRS	Tiempo de retención de sólidos – (d)

SUMMARY

Wastewater treatment plants face important challenges as they must comply with increasingly stringent legislation to protect the environment and human health. Currently, the activated sludge (AS) system is the most widely used biological process in the world due to its easy installation and low cost. However, this system fails to efficiently remove the pollutant loads discharged into wastewater. The aerobic granular sludge (AGS) system is a novel biological process based on a mixed microbial community able to simultaneously remove high loads of organic matter, nitrogen, and phosphorus. This system possesses the potential to improve the efficiency of hydraulic retention time (HRT), settling time of biomass, and volume of treated wastewater, which makes it an attractive alternative for improving wastewater treatment. Therefore, a study based on a 2^k fractional factorial design was conducted to identify the best-operating conditions of an AGS and AS system to achieve the highest possible removal performance in compliance with the new NOM-001-SEMARNAT-2021. In addition, the formation and settling capacity of the AGS system was evaluated in a sequential batch reactor (SBR) at bench scale. The simultaneous removal of chemical oxygen demand (COD), total kjeldahl nitrogen (TKN), and total phosphorus (TP) from mixed wastewater from industrial and municipal origin were also analyzed. The focus was on the development and evolution of the AGS, their morphology, stability, and removal performance compared to the AS system through continuous experiments divided into seven stages. After 18 days of operation, mature granules were identified, and after 25 days, an AGS system in stable conditions was obtained. Until day 48 (stage III), no relevant changes in the shape and stability of aerobic granules were observed. During this stage, high removal efficiencies of COD (97.7%) and TKN (86.2%) were obtained. In addition, sedimentation capacity was improved by an SVI of 65 ± 6.7 mL/g-TSS. From stage IV to the end of the experiment, partial disintegration and rupture occurred in AGS. In particular, two key factors to drive the compactness and the structural integrity of AGS were identified: (1) $VER \geq 67\%$; and (2) $AR \leq 2.5$ L/min. Principal component analysis (PCA) and two-way ANOVA analysis substantiated the experimental found results.

Keywords: *AGS-SBR system, real mixed wastewater, influential operating parameters, removal efficiency, stability, settling capacity.*

RESUMEN

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (AR) enfrentan importantes retos, ya que deben cumplir con la legislación vigente cada vez más estricta con el fin de cuidar el medio ambiente y la salud humana. Actualmente el sistema de lodos activados (AS) es el proceso biológico más utilizado del mundo por su fácil instalación y bajo costo. Sin embargo, no remueve de manera eficiente las cargas contaminantes que actualmente descargan las AR. El sistema de lodos granulares aerobios (AGS) es un proceso biológico novedoso basado en una comunidad microbiana mixta capaz de remover de manera simultánea altas cargas de materia orgánica, nitrógeno (N) y fósforo (P). Este sistema tiene el potencial de hacer más eficientes los tiempos de retención hidráulica (TRH), tiempos de sedimentación de biomasa y los volúmenes de AR tratada, lo cual lo convierte en una alternativa atractiva para eficientar el tratamiento de AR. Por lo tanto, se realizó un estudio basado en un diseño factorial 2^k fraccionado dividido en siete etapas continuas para identificar las mejores condiciones operativas de un sistema AGS y AS con el fin de lograr el mayor desempeño de remoción posible en cumplimiento con la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021. Además, se evaluó la formación y la capacidad de sedimentación del sistema AGS en un reactor secuencial por lotes (SBR) a escala de banco. También se investigó la remoción simultánea de la demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total kjeldahl (TKN) y fósforo total (TP) de AR mezcladas de origen industrial y municipal. La atención se centró en el desarrollo y la evolución de los AGS, su morfología, estabilidad y desempeño de remoción en comparación con el sistema AS. Tras 18 días de operación, se identificaron AGS maduros y tras 25 días, se obtuvo un sistema AGS en condiciones estables. Hasta el día 48 (etapa III), no se observaron cambios relevantes en la forma y estabilidad de los gránulos aerobios. Durante esta etapa, se obtuvieron altas eficiencias de remoción de DQO (97.7%) y NTK (86.2%). Además, se mejoró la capacidad de sedimentación mediante un IVL de 65 ± 6.7 mL/g-SST. Desde la etapa IV y hasta el final del experimento, se produjo una desintegración parcial y ruptura en los AGS. En particular, se identificaron dos factores clave para impulsar la compacidad y para la integridad estructural de los AGS: (1) $RIV \geq 67\%$; y (2) $TA \leq 2.5$ L/min. El análisis de componentes principales (PCA) y análisis ANOVA-DBCA fundamentaron los resultados experimentales encontrados.

Palabras clave: *Sistema AGS-SBR, aguas residuales reales mezcladas, parámetros operativos influyentes, eficiencia de remoción, estabilidad, capacidad de sedimentación.*

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos biológicos son una parte sustancial en el tren de tratamiento de las aguas residuales (AR) en todo el mundo, ya que son sistemas confiables para la remoción de contaminantes orgánicos. Desde el siglo pasado, se han desarrollado diferentes sistemas de tratamiento de AR en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) para remover principalmente materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P). Las configuraciones de estos sistemas se han basado en reactores aireados con diversas características, que aseguren el mezclado y la oxigenación de la biomasa encargada de llevar a cabo las reacciones biológicas. Sin embargo, las PTARs enfrentan importantes retos en cuanto al desempeño de los sistemas biológicos instalados. Pues deben cumplir con la legislación vigente que es cada vez más estricta para el cuidado del medio ambiente y la salud humana. Además, las AR comúnmente incluyen N y P, los cuales contribuyen en gran medida a la eutrofización de los cuerpos de agua, el cual es el deterioro más común de las aguas superficiales como lagos y océanos (Y. Li et al., 2014). Por lo tanto, es necesario remover estos compuestos durante el tratamiento de las AR y asegurar la vida acuática.

Desde inicios del 2022, la nueva norma oficial mexicana NOM-001-Semarnat-2021 entró en vigor para regular las descargas en los cuerpos receptores propiedad de la nación. Esta nueva norma presentó límites máximos permisibles (LMP) de descarga de Demanda química oxígeno (DQO), N y P más estrictos. Específicamente para las PTARs que reciben AR industriales esto ha significado un reto debido a la complejidad que presentan las características de los efluentes de procedencia industrial. En este sentido, diversas PTARs en México se encuentran en un proceso de transición hacia tratamientos más eficientes con el objetivo de cumplir los nuevos LMP establecidos en la legislación vigente.

Una de las PTARs ubicada en el valle de Cuernavaca, que trata AR industriales y municipales propone mejorar su tratamiento biológico a base de un sistema de lodos activados (AS por sus siglas en inglés). Esta mejora se basa en aumentar la eficiencia del suministro y distribución de oxígeno en el medio usando un nuevo diseño de difusores que generen un tamaño de burbuja micro (microburbuja) al medio. Esto último con el fin de lograr una concentración de oxígeno disuelto (OD) superior a $0.002 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$, lo que ayudaría a mejorar la oxidación de los compuestos. Además, la planta tiene integrado un sistema de flotación por aire disuelto que

ayuda a separar la biomasa del agua clarificada y asegurar la remoción de los sólidos en el efluente. Sin embargo, a pesar de esta nueva propuesta para el proceso secundario, no se asegura el cumplimiento de la nueva norma debido a la alta variabilidad en las características del influente. Además, el sistema AS que utiliza la planta no es tan eficiente como otros procesos biológicos alternativos, los cuales pueden tener un mejor desempeño de remoción con menor requerimiento de energía y espacio superficial. Además, son capaces de asegurar el cumplimiento de la nueva legislación, como es el caso de los sistemas de lodos granulares aerobios (AGS por sus siglas en inglés).

El sistema AGS es una tecnología novedosa que se ha desarrollado en las últimas dos décadas. Se ha demostrado que con la formación de gránulos aerobios, este proceso es más eficiente en comparación con los flóculos formados en el sistema AS tradicional, debido a mejores propiedades en la capacidad de sedimentación, alta resistencia a choques en las tasas de carga orgánica y agentes inhibidores, alta retención de biomasa, menor necesidad de área superficial, formación de estructuras microbianas robustas de multicapas y diversos potenciales redox basados en el gradiente de concentración de donantes y aceptores de electrones (Alves et al., 2022; Desiredy & Sabumon, 2021; Oliveira et al., 2020).

Lo anterior es posible ya que los AGS son agregados microbianos densos, auto-inmovilizados y multiespecíficos que se han desarrollado principalmente en reactores secuenciales por lotes con columna de burbujas (SBR por sus siglas en inglés) (Xavier et al., 2021; Yin et al., 2019). Para mejorar, promover y estandarizar su aplicación práctica para el tratamiento de AR, investigadores de todo el mundo han investigado ampliamente los fundamentos de los sistemas AGS con el fin de comprender sus capacidades de rendimiento, las interrelaciones microbianas y las propiedades estructurales (B. J. Ni & Yu, 2010). Por lo tanto, muchos estudios se han centrado específicamente en identificar el efecto de los factores operativos que influyen en los procesos de AGS, tal como la tasa de carga orgánica (TCO), el pH, el OD, la relación de intercambio volumétrico (RIV), la temperatura, el tiempo de retención hidráulico (TRH), la relación altura/diámetro (H/D por sus siglas en inglés) del SBR, la tasa de aireación (TA), el tiempo de ciclo (TC), la relación carbono/nitrógeno (C/N), entre otros (X. Liu & Lee, 2022; L. Wang, Zhan, et al., 2020).

De hecho, muchos trabajos han estudiado la TA, TC y la RIV de forma aislada, donde se ha evaluado su efecto en el desarrollo y evolución del AGS así como el rendimiento del sistema (Dobbeleers et al., 2017; D. W. Gao et al., 2013; Rollemberg et al., 2020; Silva et al., 2022; L. Wang, Zhan, et al., 2020; Xavier et al., 2021). Sin embargo, gran parte de estas investigaciones se han realizado en SBR a escala de laboratorio alimentados con efluentes sintéticos simulando AR domésticas, lo que ha dificultado la superación de las limitaciones del sistema para su desarrollo a mayor escala. Además, hasta el presente trabajo, los autores no han encontrado ningún estudio que evalúe la influencia simultánea de estos parámetros de operación en sistemas SBR para el tratamiento de AR municipales/industriales mezcladas con características complejas. Por lo tanto, esta tesis evaluó la capacidad de adaptación de una muestra de lodos activados iniciales a las características de los efluentes descargados en la zona industrial del valle de Cuernavaca, así como la formación de un consorcio de AGS estable bajo condiciones operativas fijas en un SBR a escala de banco. También se analizó el efecto que ejerce la variación de la RIV, TC y TA como parámetros operativos influyentes sobre un consorcio AGS-SBR en condiciones estables a través de la evaluación de la estabilidad, capacidad de sedimentación y rendimiento del sistema AGS versus un el desempeño de un sistema AS bajo las mismas condiciones operativas para el tratamiento de AR municipales/industriales mezcladas.

Bajo este contexto, la presente tesis está estructurada de la siguiente manera: En primer lugar, el capítulo uno explica las causas del problema observado sobre contaminación de los cuerpos superficiales de agua en México y riesgos a la salud, la importancia de llevar a cabo este trabajo, así como el alcance de la hipótesis, y de los objetivos general y específicos planteados. En el capítulo dos se expone la situación general de México en términos de disponibilidad hídrica y actividades industriales. También se presentan los principales procesos de tratamiento biológico aplicados en México, así como las características y fundamentos del sistema AGS y los tipos de reactores utilizados para llevarlo a cabo. Asimismo, se describió la situación del proceso AGS a gran escala y la legislación aplicada. En el capítulo tres se resume el estado del arte de los sistemas AGS de los últimos 6 años. El capítulo cuatro detalla la metodología, las unidades experimentales, métodos analíticos, diseño de experimentos (DoE) y análisis estadísticos aplicados. En el capítulo cinco se presentan los resultados y discusión realizados. Por último, el

capítulo seis presenta las conclusiones, recomendaciones y posibles tendencias futuras que podrían evaluarse a partir de los resultados de este trabajo.

1.1. Planteamiento del problema

La falta de tratamiento de las aguas residuales es uno de los principales problemas de gestión del agua en todo el mundo (Flores et al., 2017). En México, este problema se ha incrementado en años recientes debido a que las descargas de AR del sector industrial y municipal han aumentado derivado del crecimiento demográfico y el desarrollo económico. Sin embargo, las PTARs operan bajo la misma capacidad instalada desde hace al menos una década. Además, los sistemas de captación de AR usualmente mezclan los influentes industriales y municipales, lo que dificulta aún más el rendimiento de las PTARs para tratar el volumen total de las AR mezcladas con características complejas.

Esto último, genera elevados riesgos para la salud humana y el medio ambiente, pues además de la baja cobertura de tratamiento en las PTARs, éstas no cuentan con procesos biológicos adecuados para remover contaminantes orgánicos y xenobióticos presentes en el influente. Por otra parte, el volumen que no logra ser tratado es descargado a los cuerpos de aguas superficiales sin ningún tratamiento previo (Figura 1).

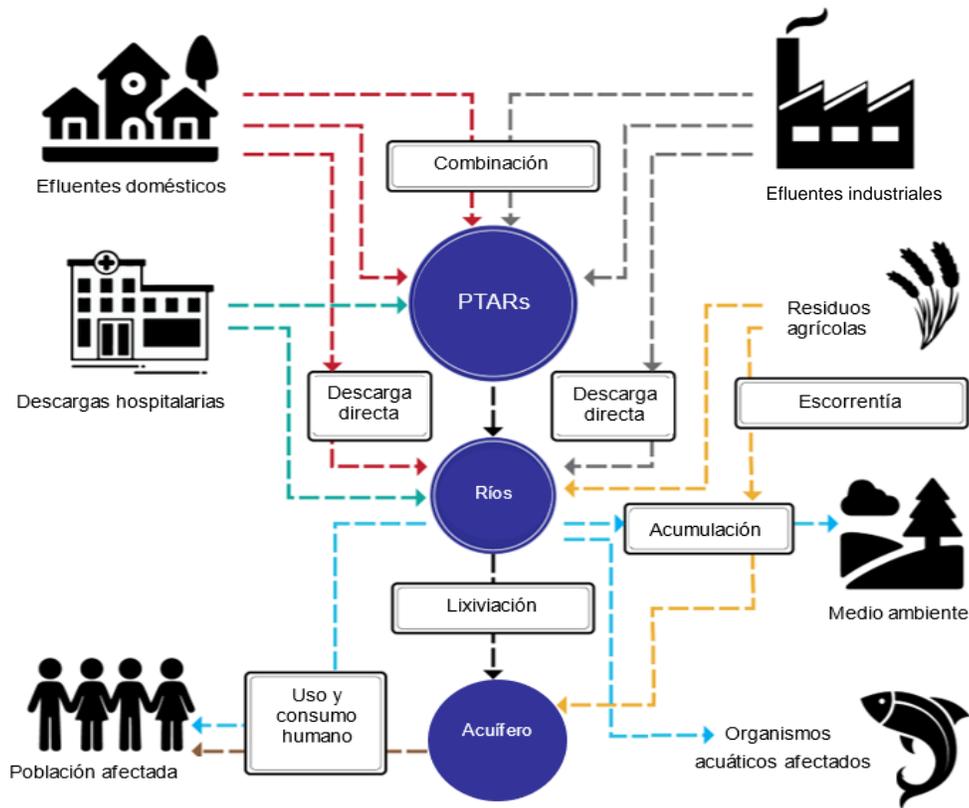


Figura 1. Ruta de transporte y destino final de las AR mixtas en el medio ambiente.

Adaptado de: (Singh et al., 2019).

Como se muestra en la Figura 1, un porcentaje del influente proveniente de las diversas fuentes son tratadas en PTARs mediante procesos biológicos convencionales mientras que el volumen restante se descarga directamente a los cuerpos de agua. La descarga directa de una amplia variabilidad de contaminantes procedentes de estas fuentes genera aguas residuales muy complejas que son transportadas y bioacumuladas. Esto impacta gravemente en la biota marina presente, en la población expuesta y en el medio ambiente alcanzado, lo que conlleva a altos costos económicos. Además, se estima que el 10% de los productos químicos son potencialmente tóxicos para la salud humana (compuestos cancerígenos), y alrededor del 5% de las sustancias son altamente tóxicas para el medio ambiente (Saxena et al., 2021; Starling et al., 2017).

La deficiencia en el tratamiento de las AR mezcladas también se debe a que la tecnología aplicada no se ha eficientado conforme se han generado nuevos compuestos contaminantes derivados del constante desarrollo industrial y que son descargados en los influentes. La Tabla 1 presenta un comparativo general de eficiencia del agua residual industrial tratada en México a 10 años (de 2007 a 2017), donde se observa que la remoción de la carga contaminante presente en las descargas colectadas se eficientó sólo un 1%. Además, el 61.6% de las descargas totales no fueron tratadas, enviándose directamente a ríos, arroyos u océanos.

Tabla 1. Eficiencia de remoción de contaminantes industriales en México en 10 años.

Año	Descarga (m³/s)	Carga inicial (mtDBO₅/año)	Volumen tratado (m³/s)	Carga removida (mtDBO₅/año)
2007	188.7	6.95	29.9 (16%)	1.10 (16%)
2017	218.1	10.32	83.7 (38.4%)	1.75 (17%)

mtDBO₅/año = Millones de toneladas de demanda química de DBO₅ al año.

Fuente: (Conagua, 2009, 2018b).

En este sentido, en 2017 sólo el 38.4% de las aguas residuales industriales descargadas en ese año fueron colectadas y enviadas a las PTARs, las cuales están diseñadas para llevar a cabo tratamiento primario y/o secundario (biológico). De este 38.4% colectado, sólo el 65.8% fue tratado mediante sistemas biológicos convencionales.

La Tabla 2 muestra los diferentes tipos de sistemas de tratamientos que se instalan usualmente en las PTARs en México para tratar AR industriales. De la Tabla 2, el 96% de las PTARs instaladas cuentan con trenes de tratamiento que sólo alcanzan a remover MO en suspensión. Estos sistemas fallan porque las estructuras microbianas desarrolladas en el proceso biológico convencional no generan las condiciones necesarias para la degradación de contaminantes más complejos como nitrógeno y fósforo. Todas estas deficiencias han dificultado el cumplimiento de los límites máximos permisibles (LMP) promulgados en la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021, los cuales regulan las descargas de DQO, N y P a los cuerpos de aguas superficiales.

Tabla 2. Tipos de tratamientos comunes para aguas industriales en México al 2017.

Tipo de tratamiento	Propósito	No. de PTARs industriales	Gasto en operación (m³/s)	Porcentaje (%)
Primario	Ajusta pH, remueve MO y/o inorgánica en suspensión ≥ 0.1 mm	951	23.6	28.2
Secundario	Remueve materiales orgánicos coloidales y disueltos	1833	55.1	65.8
Terciario	Remueve materia disuelta, gases, sustancias orgánicas naturales, sintéticas, iones, bacterias y virus	91	2.8	3.4
No especificado	n.d.	150	2.2	2.6
	Total	3025	83.7	100

n.d. = No datos

Fuente: (Conagua, 2018b).

En este sentido, México enfrenta por una parte, una importante deficiencia en la capacidad instalada de las PTARs para tratar el 100% de las AR generadas. Ya que de las 3025 PTARs industriales de todo el país suman una capacidad instalada de 95.61 m³/s; lo que se traduce sólo en un 44% de capacidad de tratamiento frente a la descarga total anual. Por otra parte, sus trenes de tratamiento imposibilitan la remoción efectiva de los contaminantes orgánicos debido a procesos biológicos tradicionales que no cumplen con la legislación vigente cada vez más estricta para el cuidado del medio ambiente y la salud humana. Por lo tanto, existe una necesidad imperante de una tecnología de bajo costo y alta eficiencia que cumpla con los estándares medioambientales exigibles en la legislación (Srivastava et al., 2022).

Solamente el Estado de Morelos, el cual se encuentra en la zona central de México cuenta con 46 PTARs con una capacidad de diseño de 2.8 m³/s, de la que sólo se utiliza el 46%. En total, se recolecta 1.56 m³/s de AR domésticas para descargarlas sin ningún tratamiento en los ríos que fluyen dentro de las ciudades y en los canales de riego. Las AR se tratan mayoritariamente mediante procesos de AS aerobios (79%). En consecuencia, la contaminación de cuerpos de agua superficial y los impactos ambientales asociados son evidentes. Las principales fuentes de contaminación no son sólo los influentes municipales sin tratar, sino también los efluentes de

las PTARs que no funcionan eficazmente y los efluentes de las fosas sépticas que se infiltran en los acuíferos (González et al., 2019).

1.2. Justificación

Para disminuir la contaminación a los cuerpos de agua y cumplir con la nueva norma oficial vigente, se han desarrollado métodos adicionales a los procesos biológicos convencionales ampliamente conocidos y que han logrado remover eficientemente DQO, N y P de las AR industriales y municipales. Los más comunes son los Procesos de Oxidación Avanzada (AOPs por sus siglas en inglés). Entre los principales AOPs se enlista al proceso de fotocatalisis, la ozonización (O_3), proceso Fenton, tratamiento con Peróxido de Hidrógeno (H_2O_2), radiación UV y combinaciones entre ellos: O_3/H_2O_2 , $O_3/UV/H_2O_2$, etc. (Q. Q. Cai et al., 2020; Mahamuni & Adewuyi, 2010). Sin embargo, la mayoría son costosos y generan gran cantidad de residuos durante su proceso. Ya que a pesar de que los mecanismos de los AOPs se basan en la formación de radicales $OH\cdot$, las vías de formación pueden ser distintas en función de las condiciones de operación (Chong et al., 2012), lo que se refleja en el costo estimado del AOP seleccionado.

Además, para una mineralización completa de los contaminantes bajo alguna de estas tecnologías de tratamiento es aún más costoso porque los intermediarios formados durante el tratamiento tienden a ser más resistentes a la degradación química completa. Por otra parte, el tratamiento de los intermediarios también representa una parte sustancial de energía y productos químicos, que aumentan con la duración del tratamiento (Q. Q. Cai et al., 2020). En este sentido, la rentabilidad de estas tecnologías es una de las principales limitantes para su instalación. Ya que la estimación de los costos totales comprende la instalación, operación, mantenimiento y los requisitos adicionales que podrían surgir durante el proceso. En la Tabla 3 se presentan costos estimados de operación relacionados con el consumo de energía y reactivos de los AOPs más utilizados para el tratamiento de AR.

Tabla 3. Costos de operación en términos de consumo de energía y reactivos de OAPs

Método	Costos		Observaciones
	Energía (USD-m ³)	Reactivos (USD-m ³)	
O ₃	5.28	n.d.	Alto costo. Vida media extremadamente corta (20 minutos máximo). Posible generación de intermediarios. Método inestable.
Proceso basado en UV	1.1	n.d.	Necesita un pretratamiento para remover los sólidos en suspensión. Alto costo. Duración del tratamiento limitado.
Proceso Fenton	n.d.	0.519	No puede remover colorantes dispersos. Generación de lodos con alto contenido en hierro. Largo tiempo de reacción. Funciona sólo a pH bajo. Producción de subproductos tóxicos.
Proceso Photo-Fenton	1.1	0.519	Costo elevado. Mejor rendimiento a pH bajo (alrededor de 3.0).
UV/ Persulfato	0.608	3.99	Es necesario un pretratamiento para remover los sólidos en suspensión, los captadores de radicales y los iones competidores.
UV/H ₂ O ₂	1.14	0.304	Expansivo. Formación de gran cantidad de subproductos.
O ₃ /UV	8.5	n.d.	Alto costo de energía y equipos.
O ₃ /H ₂ O ₂	5.35	0.5	Generación de compuestos refractarios durante la oxidación
O ₃ /UV/H ₂ O ₂	6.2-11	0.29	Alto costo. Tiempo de tratamiento limitado.

O₃ = Proceso basado en ozono; n.d. = No datos. Con base en: (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2016; Q. Q. Cai et al., 2020; Huddersman et al., 2019; Katheresan et al., 2018; Mahamuni & Adewuyi, 2010; Paździor et al., 2019; Plumlee et al., 2014)

La Tabla 3 muestra que el costo de operación del proceso de irradiación con UV es competitivo en comparación con otros AOPs. Sin embargo, la combinación de la irradiación UV con otros procesos (por ejemplo, O₃, H₂O₂ o persulfato) aumenta hasta ocho veces el costo operativo final, lo que los convierte en los procesos más caros entre todos los AOPs disponibles. Sólo el costo de operación en el proceso combinado UV/O₃ podría ser de unos 8.5 USD/m³, que es aproximadamente igual a la suma del costo de operación de cada proceso de oxidación individual. Por lo tanto, la aplicación de cada proceso de tratamiento, ya sea simple o

combinado, depende del tipo y características de las AR tratadas, de los contaminantes objetivo, del nivel deseado de mineralización de los contaminantes y de la legislación aplicable en cada caso. Además, la eficiencia de estas tecnologías también depende del volumen a tratar, de la concentración y naturaleza de los contaminantes específicos, y de la ocurrencia de otras sustancias (Maza-Márquez et al., 2018). En este sentido, el costo de operación de cada AOPs también varía según la estrategia de aplicación y la cantidad de energía/reactivos utilizados. Sin embargo, las PTARs poco a poco se están alejando de los procesos de tratamiento de aguas residuales intensivos en energía, dirigiéndose hacia procesos sostenibles que tienen una demanda neta de baja energía y una mayor recuperación de recursos (Rahman et al., 2017).

En este contexto, en las últimas décadas se han llevado a cabo incansables investigaciones en el desarrollo de tecnologías biológicas alternativas que ayuden a mejorar la eficiencia de tratamiento obtenido en los sistemas de AS convencionales, pero con menores costos de producción generados con los AOPs. Por lo que se ha prestado mucha atención a los sistemas de lodos granulares aerobios (AGS). Los procesos AGS han sido considerados como una tecnología biológica eficiente ya que permite tratar altas cargas orgánicas y remover nutrientes a través de múltiples reacciones biológicas dentro de la estructura de capas de los gránulos aerobios (Kent et al., 2018; Lin et al., 2020). De hecho, la estructura en capas que forman los AGS es donde se lleva a cabo la nitrificación/desnitrificación simultánea (SND por sus siglas en inglés) de N gracias a sus etapas aerobia-anóxica-anaerobia formadas dentro del gránulo. Esta es la principal característica que lo diferencia de los procesos AS convencionales. Por lo tanto, muchos investigadores han apostado que la operación estable de un sistema AGS para remoción de AR industriales y municipales puede lograr la remoción efectiva de la MO y nutrientes, y por lo tanto, el cumplimiento de la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021 sin algún proceso de tratamiento adicional.

1.3. Hipótesis

El desarrollo de un sistema AGS estable es capaz de desarrollar gránulos con características suficientes que mejoren el desempeño de un sistema AS convencional para cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-2021 sobre la remoción de MO, N y P en muestras de aguas residuales mezcladas (urbanas e industriales).

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Desarrollar un sistema AGS en condiciones estables dentro de un SBR que remueva DQO, N y P en muestras reales de AR mezcladas en cumplimiento con la NOM-001-SEMARNAT-2021 y compararlo con un sistema de AS convencional.

1.4.2. Objetivos específicos

1. Formar un cultivo de gránulos aerobios estable usando muestras reales de AR mezcladas.
2. Estimar las capacidades de sedimentación de los gránulos formados dentro del sistema SBR.
3. Identificar la morfología granular aerobia de los AGS bajo las diferentes condiciones de operación propuestas en los experimentos.
4. Evaluar las eficiencias de remoción de contaminantes orgánicos obtenidas en los sistemas AGS para el cumplimiento de los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-2021.
5. Comparar el funcionamiento del sistema AGS y el sistema AS sobre la remoción de MO, N y P.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Disponibilidad hídrica y principales actividades industriales en el centro de México

Aunque el suministro de agua en México se considera abundante en términos absolutos, el país enfrenta severos conflictos de escasez relativa (López et al., 2017). Este problema puede provocar incapacidad para satisfacer la demanda de agua en algunas cuencas del país, especialmente en aquellas que han experimentado un alto crecimiento poblacional y desarrollo industrial en los últimos años (Revollo-Fernández et al., 2020). México es el cuarto país con mayor extracción de agua para uso consultivo del mundo con un total de 88.84 miles de millones de m³/año, del cual el 9.6% se destina al uso industria. Para el 2017, en México se extrajeron del ambiente 226,176 hm³ de agua, de los cuales 187,395 fueron de cuerpos superficiales (83%), 34,386 subterráneos (15%) y 4,395 pluviales (2%). En conjunto las actividades económicas consumieron 30,357 hm³ por evapotranspiración e integración a los bienes producidos, de los cuales 749 hm³ (12.6%) correspondieron a industria y servicios (CONAGUA, 2019). La sobreexplotación de los recursos hídricos para uso consultivo en las últimas dos décadas ha provocado un déficit de agua en varias cuencas de las regiones hidrológicas-administrativas del centro de México.

La Figura 2 muestra las cuencas hidrológico-administrativas con déficit anual de agua en el centro de México. Para junio de 2022, el 93% de las cuencas en la región hidrológico-administrativa IV-Balsas tuvieron un déficit entre 0.217 hm³ y 2,427.829 hm³ del volumen de agua, mientras que en la región hidrológico-administrativa VIII-Lerma-Santiago-pacífico, el 24% de las cuencas experimentaron un déficit hídrico de 0.001 hm³ y 250.669 hm³ (SINA, 2022). Para 2017, estas regiones concentraban al menos el 32% de las actividades industriales en México, lo cual equivale al 26.51% del PIB nacional (Conagua, 2018a). En los países en desarrollo como México, aproximadamente el 90% de las AR se vierten sin tratar en ríos, lagos y océanos. El nivel medio de tratamiento de las AR alcanza el 70% en los países de ingresos altos, sin embargo, disminuye al 38% en los países de ingresos medios-altos y baja hasta el 28% en los países de ingresos medios-bajos (Flores et al., 2017).

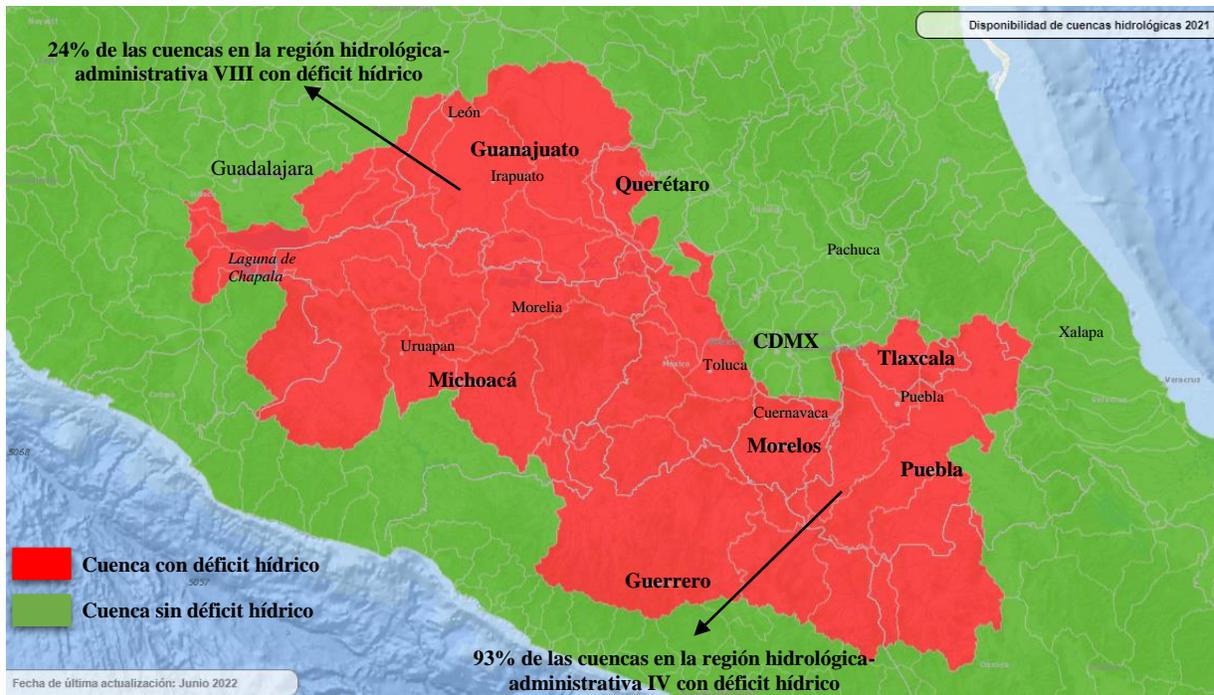


Figura 2. Disponibilidad de las cuencas hidrológicas en el centro de México para 2021.

Adaptado de: (SINA, 2022).

Además, a pesar de que los ríos son sistemas dinámicos en el medio ambiente, que tienen la capacidad de resistir un alto grado de estrés antropogénico y mantener el equilibrio sin ninguna intervención humana, los ríos de esta zona son de los más contaminados del país, debido a las descargas de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas procedentes de actividades industriales y municipales (Hernandez-Ramirez et al., 2019). Por otra parte, las AR provenientes de las actividades industriales contienen una cantidad sustancial de productos químicos que causan un aumento en la DQO y alta toxicidad en los cuerpos de agua receptores si no se tratan adecuadamente (Ibrahim et al., 2010). La Tabla 4, muestra algunos valores característicos de contaminantes que se esperan en las AR de cinco diferentes industrias que se pueden encontrar comúnmente en la zona del valle de México. Cada parámetro enlistado muestra el rango de concentración que los efluentes pueden descargar de acuerdo al giro industrial.

Tabla 4. Valores característicos promedios de descargas industriales.

Parámetros (mg/L)	Industrias				
	Alimenticia ¹	Textil ²	Curtido		Química ³
			Cromo	Taninos	
pH	4-7	1-12	5-8	11	3.6-7.9
Temperatura (°C)	17	30-62	22	22	2.8-31.5
ST	1000	40	65	n.d.	28-21249
SST	n.d.	111-670	1034	833	n.d.
Sólidos sedimentables (mL/L)	1009	0.9-1.9	n.d.	118	6.3-12.9
Grasas y aceites	1000	3.5-79.3	39	200	17-167
DBO	3000	500-2300	1452	3573	207-567
DQO	5000	715-33950	1558	4167	192-1615
SAAM	n.d.	4-42	n.d.	n.d.	n.d.
NT	n.d.	6-73	29	53	11-134
Cu	n.d.	1.3-5.0	n.d.	n.d.	n.d.
Fe	n.d.	5.6	n.d.	n.d.	n.d.
Cr ⁺³	n.d.	0.3	n.d.	n.d.	n.d.
Cr ⁺⁶	n.d.	26	n.d.	n.d.	n.d.
Residual (m ³ /d)	525	679-997	150	150	n.d.

¹Enlatado de frutas y legumbres ²Lana y algodón ³Ramas de producción: Farmacéutica y plaguicida. n.d. = No datos. Fuente: (Cortina & Márquez, 2008; Muda et al., 2013).

2.2. Tipos de tratamientos biológicos tradicionales utilizados en México

Los tratamientos biológicos son considerados como una de las mejores tecnologías disponibles para depurar aguas residuales desde el aspecto económico y del medio ambiente. Existen diversos métodos de tratamientos biológicos convencionales que se han aplicado ampliamente en México para tratar AR industrial y municipal, tal como los procesos AS, humedales artificiales, lagunas de estabilización y biodiscos (Conagua, 2020). Estos sistemas son usados para tratar AR biodegradables, caracterizadas comúnmente por una amplia variación de sustancias tóxicas en su composición.

2.2.1. Sistema AS

El tratamiento de AR a base de AS es un sistema tradicional de flujo continuo de naturaleza aerobia que contiene un grupo de microorganismos activados que pueden estabilizar la MO (Hussain et al., 2021). Además, es el sistema convencional más común que combina el proceso aerobio, anóxico y anaerobio que se usa actualmente para tratar AR municipales e industriales. Sin embargo, como se muestra en la Figura 3, cada uno de estos procesos se realiza en reactores por separado con al menos dos etapas, para la remoción principal de MO y nutrientes (N y P) (Gerardi, 2002). En la primera etapa, las AR (procedentes de los tanques de sedimentación primarios) son enviadas al tanque de aireación que contiene una población microbiana mixta que lleva a cabo la conversión metabólica de los contaminantes (Scholz, 2016a), en la que el cultivo bacteriano mixto tiende a formar flóculos dispersos (ver Fig. 6-1). Un punto crucial de este proceso es una efectiva separación sólido-líquido debido a que si el lodo no se sedimenta antes de la descarga del efluente, también podrían descargarse contaminantes indeseables para los cuerpos de agua (Etterer, 2006). La acción de mezclado continuo es importante para asegurar un adecuado suministro de alimento a los microorganismos. Además, ayuda a mantener un gradiente de concentración de oxígeno máximo para mejorar la transferencia de masa y dispersar los productos de residuo metabólico desde dentro de los flóculos (Gerardi, 2002; Scholz, 2016a).

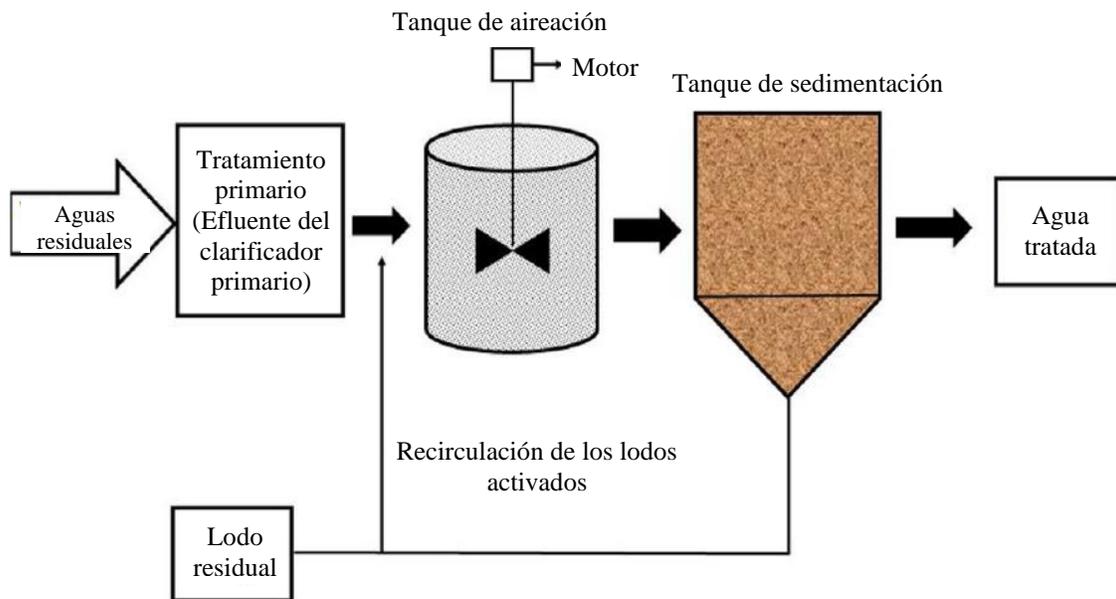


Figura 3. Representación esquemática de un proceso de tratamiento de AS convencional.
Adaptado de: (Hussain et al., 2021)

Para llevar a cabo el suministro de aire en el tanque aerobio, este tratamiento utiliza grandes cantidades de energía, por lo que, a pesar de ser un tratamiento con bajo costo de instalación, su costo operativo resulta alto (Scholz, 2016a). Esto último debido a que su requerimiento energético es elevado por el alto suministro de aire requerido para la oxigenación; además del movimiento para la mezcla y mantenimiento de flóculos de los lodos en suspensión.

A medida que las aguas residuales cumplen el TRH en el tanque de aireación, el licor mezclado se desplaza a un tanque de sedimentación. Esta es la segunda etapa, donde la biomasa floculada se asienta rápidamente dentro del periodo de suspensión para formar lodos, y donde el efluente clarificado, prácticamente libre de sólidos, se descarga como efluente final (Cobos et al., 2011). La producción de lodos está influenciada por el tipo de proceso utilizado, el funcionamiento de la planta y las características del agua residual. La eficiencia del proceso de lodos activados está fuertemente ligada a la capacidad de sedimentación de los agregados de lodos (Etterer, 2006). Además, en los sistemas AS, la remoción biológica de N y P puede lograrse ampliando el proceso biológico convencional con un tercer reactor anóxico/anaerobio bajo diferentes modos de configuración, para desarrollar los procesos de desnitrificación y la degradación biológica de P.

La producción de lodos está influida por el tipo de proceso utilizado, el funcionamiento de la planta y las características de las aguas residuales (Etterer, 2006). Por lo tanto, se desarrollaron varias técnicas para reducir la producción de lodos en el proceso de lodos activados mediante la optimización del coeficiente de rendimiento de los lodos, la tasa de descomposición específica y el tiempo de residencia de los lodos (Fouad & Bhargava, 2005; Rahman et al., 2017).

2.2.2. Humedales artificiales

Los humedales artificiales (CW por sus siglas en inglés) son sistemas diseñados y construidos para utilizar los procesos que se llevan a cabo en la vegetación de los humedales naturales pero en un ambiente más controlado (Vymazal & Kröpfelová, 2008). También aprovecha los suelos y los conjuntos microbianos asociados para ayudar a tratar las aguas residuales (Vymazal et al., 2005). Los CW remueven las sustancias orgánicas por degradación biológica a lo largo del sustrato plantado por el biofilm. Es decir, la degradación de P se produce por adsorción, aglomeración, precipitación y absorción de las plantas. La remoción de N se consigue mediante

procesos de nitrificación y desnitrificación. La oxidación del amoníaco tiene lugar con la ayuda de bacterias nitrificantes en zonas aerobias, mientras que el nitrato se transforma en óxido nitroso o nitrógeno molecular por medio de bacterias desnitrificantes en regiones anaerobias (de Mendonça et al., 2022).

En este sentido, esta tecnología se ha consolidado como un sistema de tratamiento pasivo o tecnología de tratamiento de AR de bajo costo, por lo que se utilizan en todo el mundo para tratar diferentes tipos de AR tal como industriales, domésticas, municipales, lixiviados de vertedero y aguas pluviales (Srivastava et al., 2022). Existen diferentes tipos de CW, los cuales se clasifican en función de la hidrología (flujo superficial y flujo subsuperficial), la forma de vida de macrófitos (de flotación libre, emergentes y sumergidos) y la trayectoria del flujo (horizontal o vertical) (Srivastava et al., 2022; Vymazal et al., 2005). Los humedales de flujo superficial están saturados con plantas flotantes o emergentes, mientras que los humedales de flujo subsuperficial están secos en la superficie superior y el agua fluye por debajo de la capa de grava/sustrato. Dado que las plantas desempeñan un papel importante en la remoción de nutrientes dependiendo de los tipos de CW, pueden emplearse diversas plantas amantes del agua, como el *jacinto de agua*, *la lenteja de agua*, *Phragmites australis*, *especies de Typha*, *Canna indica*, *Papyrus*, etc. (Srivastava et al., 2022). Sin embargo, este sistema a pesar de estar consolidado como un proceso eficiente a escala completa, es viable sólo para PTARs que traten gastos pequeños de AR (< a 100 L/s) debido a sus altos TRH.

2.2.3. Lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización son excavaciones grandes y poco profundas en el suelo (~1 m) (Scholz, 2016b). El tratamiento de las AR se realiza mediante procesos que implican el uso de bacterias y algas, las cuales utilizan fuentes de energía naturales como la luz solar, el viento, la temperatura, las plantas silvestres y la vida animal (Shahsavani et al., 2019). Estas lagunas pueden ser aerobias, anaerobias o facultativas. Los estanques de estabilización facultativa son lagunas donde la biomasa se estabiliza por una combinación de bacterias aeróbicas, anaeróbicas y facultativas. Por lo tanto, estas lagunas se componen de tres zonas (Scholz, 2016b): (1) zona superficial, donde las bacterias aerobias y las algas existen en una relación simbiótica; (2) zona intermedia, aerobia/anaerobia que está normalmente en función del tiempo y en la que la

descomposición de la MO es llevada a cabo por bacterias facultativas; (3) zona de fondo anaerobia, en la que los sólidos acumulados son descompuestos por bacterias anóxicas/anaerobias. Como resultado, las AR se tratan naturalmente mediante la simbiosis de algas y bacterias y de otros ecosistemas complejos como virus, protozoos, rotíferos, insectos, crustáceos y hongos (Shahsavani et al., 2019).

A pesar de que las lagunas de estabilización son una tecnología de bajo costo ya que requieren un consumo mínimo de energía eléctrica, actualmente se enfrentan al inconveniente de ser mejoradas o sustituidas. Esto último debido a que requieren grandes superficies de terreno y son difíciles de controlar, sobre todo en climas templados, lo que dificulta que cumplan con una regulación cada vez más estricta para la descarga de efluentes en los cuerpos de agua. Además, esta tecnología se convierte en un reto debido al rápido desarrollo de otros procesos de tratamiento de AR en las últimas décadas, como los AS modificados, la tecnología de membranas, CW, la tecnología de digestión anaerobia y los procesos de granulación (aerobios y anaerobios) (Ho & Goethals, 2020).

2.2.4. Biodiscos

Los biodiscos o Contactores biológicos rotativos (RBC por sus siglas en inglés) es el tipo de reactor de biopelícula más utilizado para el tratamiento de AR (Kargi & Eker, 2002). El sistema RBC se compone de una serie de discos estrechamente espaciados y parcialmente sumergidos en un tanque por el que fluyen las AR. En lugar de discos convencionales, en un RBC también se pueden utilizar tambores llenos de soportes empaquetados (Hussain et al., 2021). Su principio biológico se basa en el desarrollo de una gruesa y compleja película microbiana en la superficie del disco (Coello et al., 2010). Los RBC ofrecen varias ventajas sobre otros reactores de biopelícula como (Hussain et al., 2021; Kargi & Eker, 2002): (1) mejor control de las condiciones ambientales y del espesor de la biopelícula debido a que la fase líquida es más homogénea y la biopelícula es visible y accesible durante la operación; (2) la aireación es mucho más eficaz como resultado del contacto directo de la biopelícula y el aire durante la rotación; (3) son baratos, fáciles de instalar y pueden manejarse con facilidad; y (4) la formación de lodos es muy reducida.

Algunas desventajas de los sistemas RBC son la mezcla insuficiente en la fase líquida y la limitada superficie de los discos rotativos para la formación de biopelículas debido a la inmersión del 40% en el AR (Kargi & Eker, 2002). Debido a la escasa transparencia del agua tratada, el tratamiento terciario es imprescindible después de utilizar el sistema RBC como sistema biológico (Hussain et al., 2021). Además, se cree que el diseño del sistema de RBC en varios compartimentos afecta a la composición de la biopelícula, ya que las condiciones físico-químicas y biológicas se modifican a lo largo del RBC (Coello et al., 2010).

2.3. Propiedades e interacciones dadas durante la formación de los AGS

La granulación aerobia es un proceso de auto-inmovilización microbiana sin el apoyo de un soporte, ya que forma asociaciones multicelulares estables a partir de la penetración de oxígeno hacia el interior del gránulo (Cobos et al., 2011; Cui et al., 2014). Los AGS desarrollan un diámetro medio superior a 200 μm , por lo que sedimentan significativamente más rápido que los flóculos de AS gracias a que se obtienen agregados densos y compactos con una forma casi esférica (Cobos et al., 2011). Los AGS ofrecen ventajas significativas sobre los procesos AS, tales como (Hamza et al., 2022; X. Liu & Lee, 2022): (1) remoción simultánea de carbono (C), N y P dentro de un único reactor debido a la capacidad de mantener diferentes microambientes redox dentro de las capas de los AGS; (2) su extraordinaria capacidad de sedimentación permite una mejor separación biomasa-agua y una mejor calidad del efluente; (3) la amplia gama de tiempos de retención de sólidos (TRS) permite una comunidad microbiana diversa, incluyendo microorganismos de crecimiento lento como los organismos acumuladores de fosfatos (PAOs por sus siglas en inglés), bacterias nitrito-oxidantes (NOB por sus siglas en inglés), bacterias amonio-oxidantes (AOB por sus siglas en inglés), y organismos acumuladores de glucógeno (GAO por sus siglas en inglés); (4) reducción del requerimiento de oxígeno; (5) capacidad de adaptación a PTARs ya existentes; (6) reducción significativa de la producción de lodos, (7) simplicidad y flexibilidad de diseño y una reducción significativa del área superficial requerida.

Los mecanismos relacionados con la formación de los AGS corresponden a cuatro etapas principales (Figura 4): (1) interacciones de los microorganismos presentes promovidas por fuerzas de corte hidrodinámicas, de difusión, de gravedad y/o termodinámicas; (2) Iniciación de fuerzas físicas (Van der Waals, carga opuesta, termodinámicas), químicas (Enlaces iónicos,

puente de interpartículas) y bioquímicas (fusión de la membrana celular, atracción del receptor celular, deshidratación de la superficie celular); (3) Secreción de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), las cuales representan un pegamento biológico, actuando como una fuerza microbiana que forma agregados; (4) Se genera una estabilización adicional a través de las fuerzas de corte hidrodinámicas que sostiene la estructura tridimensional de los AGS. En este sentido, la formación y la estabilidad de los AGS se rigen por la gestión de las interacciones microbianas dadas mediante la aplicación de estrategias en los factores operativos, ambientales y microbianos (Hamza et al., 2022).

Para mantener la formación y estabilidad de los biogránulos es necesario ejercer una fuerza de corte hidrodinámica alta a través de la velocidad de aireación aplicada al sistema (Martínez & González, 2010), que permita excitar a las bacterias para generar suficientes SPE aumentando el tamaño de los gránulos y manteniendo un OD mínimo de 0.002 Kg O₂/m³·d para lograr el crecimiento celular (Tang et al., 2016). Ya que la SND en los AGS depende en gran medida de la concentración de OD en el líquido y del tamaño de los gránulos formados (Coma et al., 2012).

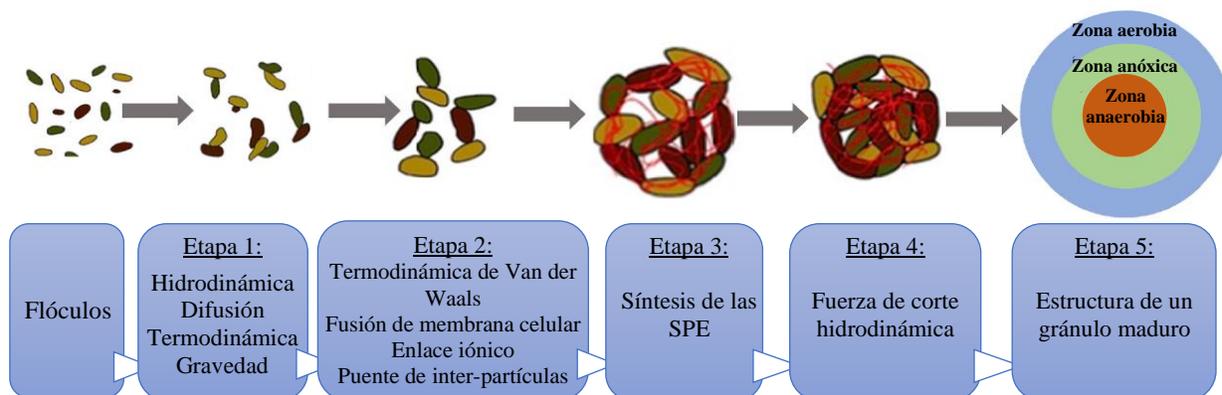


Figura 4. Proceso de formación de los lodos granulares aerobios (AGS).

Adaptado de: (Hamza et al., 2022)

Dado que la síntesis y la regulación de los SPE están vinculadas a las interacciones microbianas, recientemente se ha explorado el papel de las interacciones interespecíficas dentro de la comunidad microbiana utilizando los paradigmas biológicos denominados detección de quórum o “*quorum sensing*” (QS por sus siglas en inglés) (J. Huang et al., 2019). El QS es un mecanismo de comunicación entre células dentro de las interacciones bacterianas de los AGS-SBR donde se lleva a cabo un intercambio intercelular de pequeñas moléculas de señalización específicas,

como las N-acilhomoserina lactonas (AHL), el factor difusible de señalización (DSF por sus siglas en inglés), autoinductor (AI-2) y los péptidos autoinductores (AIP) (Lin et al., 2020). Los autoinductores se definen como moléculas de señalización que controlan la expresión genética bacteriana en función de la densidad celular (Shahidah et al., 2020). Estas moléculas de señalización están implicadas en la coordinación de la expresión génica, la regulación del comportamiento fisiológico de las bacterias y la exhibición de diversas funciones ecológicas (Zhang et al., 2020). Por lo tanto, el QS es un proceso por el que las células bacterianas se comunican entre sí y sobreviven en un entorno en continuo cambio. Además, el proceso de QS incluye el control de la densidad de población por parte de las bacterias y la secreción de moléculas autoinductoras (Lin et al., 2020). La distribución de los tres tipos principales de moléculas de señalización en los sistemas AGS-SBR se describe en la Fig. 5.

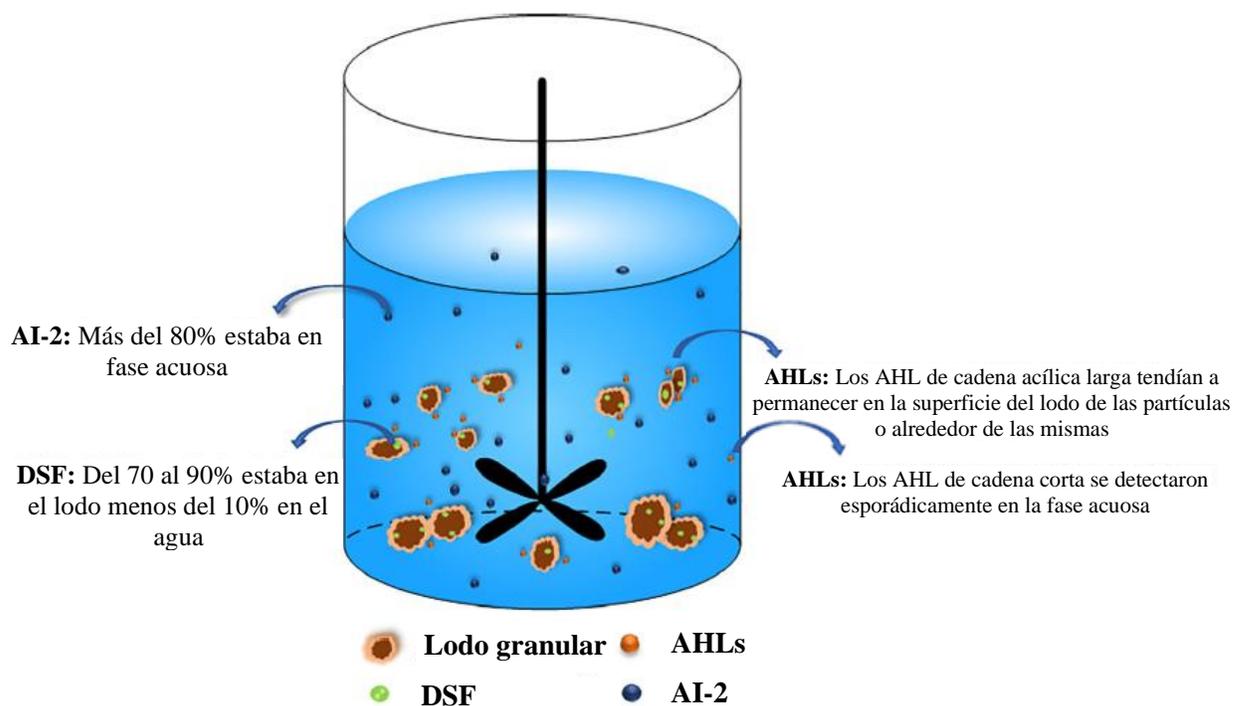


Figura 5. Distribución de las moléculas de señalización dentro de un AGS-SBR

Adaptado de: (J. Huang et al., 2019)

2.4. Características biológicas de los AGS para tratamiento de AR mezcladas

Los AGS poseen la ventaja de formar los diferentes procesos (aerobio, anóxico y anaerobio) como capas dentro del biogránulo en un mismo reactor. En cada capa, se dan condiciones favorables para el crecimiento de microorganismos encargados de remover a los contaminantes en condiciones aerobias, anóxicas o anaerobias. En la capa externa, donde el sustrato y el oxígeno son ampliamente accesibles para los microorganismos, se presenta un crecimiento heterotrófico máximo, que se encarga de la oxidación del carbono orgánico biodegradable, mientras que en la parte media, donde el oxígeno todavía es accesible se desarrollan microorganismos autótrofos, que son responsables de la oxidación del amoníaco a nitrito y nitrato a través de la nitrificación. Por lo tanto, en una estructura microbiana conceptual, un gránulo puede contener simultáneamente microorganismos heterótrofos en el exterior y autótrofos en el medio (Fig. 6-2) (Cui et al., 2014).

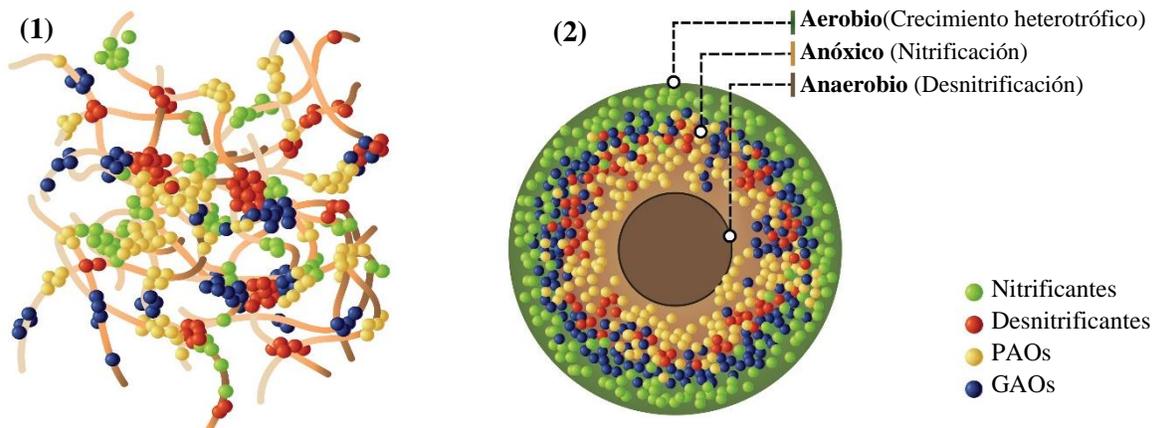


Figura 6. Diferencia entre la estructura de un flóculo de lodo (1); y un AGS (2)

Adaptado de: (Cobos, 2009; L. Liu et al., 2017; Nancharaiah & Kiran, 2018)

En la capa autótrofa, se presenta el crecimiento de microorganismos *litoautotróficos* que pertenecen a la familia *Nitrobacteriaceae*, que son organismos nitrificantes que oxidan el amonio a nitrato ya que el oxígeno está disponible gracias a su penetración dentro del biogránulo, esta reacción se lleva a cabo en dos etapas: 1) oxidación de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2) por las AOB, conocido como Nitración; y 2) oxidación de nitrito a nitrato mediante las

NOB que usan la enzima nitrito óxido-reductasa para convertir el nitrito en nitrato (B. Li et al., 2015). La primera fase es realizada por bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrosolobus* entre otros; mientras que la segunda la realizan bacterias de los géneros *Nitrobacter* y *Nitrosococcus* (Cobos, 2009).

En la parte interna de los biogránulos aerobios se presenta una deficiencia de oxígeno debido a que su penetración dentro del biogránulo no es completa, presentando condiciones anóxicas/anaerobias que favorecen los procesos de desnitrificación por organismos desnitrificantes. Este es un proceso anaerobio heterotrófico que se lleva a cabo en condiciones anóxicas donde la reducción del nitrato hasta nitrógeno gas, sigue una serie de pasos que involucran la actividad de diferentes enzimas, aquí los microorganismos reducen el nitrito para obtener energía en cuatro etapas principales: Nitrato → Nitrito → Óxido Nítrico → Óxido Nitroso → Nitrógeno molecular (Figura 7). Los géneros desnitrificantes más conocidos son *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* y *Thiosphera*, entre otros.

Las reacciones que describen los procesos en cada capa del biogránulo son (B. Li et al., 2015):

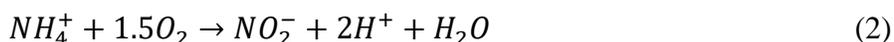
Fase aerobia:

Crecimiento heterótrofo:



Nitrificación:

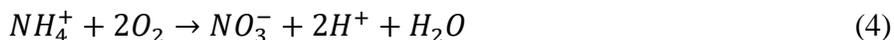
Primera etapa (Nitración):



Segunda etapa (Nitratación):

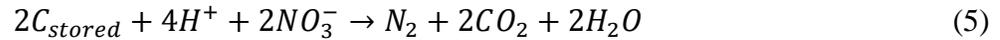


Nitrificación (Total):



Fase Anóxica/Anaerobia:

Desnitrificación:



Además, de acuerdo con (B. Li et al., 2015), la nitración y nitratación pueden ser calculados usando las siguientes fórmulas:

$$\text{Porcentaje de eficiencia de Nitración} = 100 \times \frac{\{[TAN]_0 - [TAN]_t\}}{[TAN]_0} \quad (6)$$

$$\text{Porcentaje de eficiencia de Nitratación} = 100 \times \left\{ \frac{1 - [NO_2-N]_t}{\{[TAN]_0 - [TAN]_t\}} \right\} \quad (7)$$

donde $[TAN]_0$ y $[TAN]_t$ son las concentraciones totales de nitrógeno de amoniacal (mg/L) en el tiempo inicial y un tiempo t; y $[NO_2-N]_t$ es la concentración de nitrito (mg/L) a un tiempo t, respectivamente, durante el tiempo de operación.

La capa interna del biogránulo también cuenta con los PAOs y los GAOs. Estos organismos logran una ejecución simultánea de todos los procesos necesarios para la remoción de fósforo (P), donde las poblaciones microbianas poseen características propias, las cuales toman el carbono orgánico soluble y liberan fosfato en la etapa anaerobia, y después toman el fosfato y lo acumulan en la etapa aerobia; siendo la base de la practicidad y el espacio mínimo necesario para la remoción de nutrientes (Giesen & Schroers, 2015).

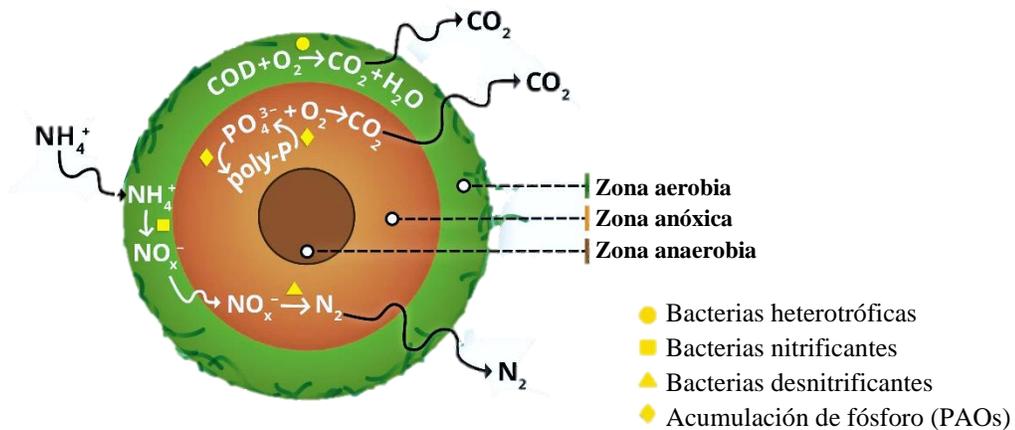


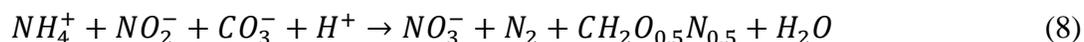
Figura 7. Vías de remoción de DQO, N y P en los AGS a través de sus diferentes zonas redox.

Adaptado de: (de Sousa Rollemberg et al., 2018; Franca et al., 2018; Wilén et al., 2018)

También se han desarrollado procesos de oxidación anaerobia del amonio, el cual se realiza en la fase anóxica de un biogránulo para el proceso de remoción de N, donde es directamente oxidado a nitrógeno molecular por el nitrito en presencia del grupo de bacterias *Planctomycetes*, bajo condiciones anaerobias, llamado proceso anammox (Andrade et al., 2015). Este proceso combina la nitrificación parcial y el proceso Anammox llevado a cabo en la fase anóxica; a esta combinación se le denomina “*desammonificación*” (Szwatkowska & Paulsrud, 2014).

En comparación con los procesos de nitrificación y desnitrificación convencionales, las ventajas del proceso anammox en la biogranulación, son que no necesitan fuentes externas de carbono puesto que el carbono mínimo necesario para la deamonificación se encuentra dentro de las aguas residuales; además, requieren menor demanda de oxígeno porque no es necesaria la nitrificación completa y consumen menos energía.

La reacción dada en el proceso anammox es la siguiente (Wilson, 2017):



La existencia de una zona aerobia y otra anóxica en este proceso, se consigue por una limitación en la transferencia másica del oxígeno a través de la biopelícula derivada de la operación del reactor a concentraciones bajas de OD. Las AOB oxidan el NH_4^+ a NO_2^- en la zona aerobia de la biopelícula, mientras que las bacterias *Anammox* ubicadas en la parte anóxica consumen el NO_2^- producido por las AOB junto con el exceso de NH_4^+ (Manterola et al., 2014).

Como ejemplos de la aplicación de esta tecnología a escala industrial, el grupo Veolia Water Technologies tiene en funcionamiento las PTAR de Sjölanda y de Sundet, ambas en Suecia, que funcionan mediante el proceso de deamonificación AnitaTM-Mox, en la que en una misma biopelícula se dan simultáneamente la nitrificación parcial por las bacterias AOB y la degradación autótrofa de N por las bacterias *Anammox* (Manterola et al., 2014). Este proceso produce un bajo exceso de lodo y requiere solo el 40% de la energía de aireación en comparación con el proceso convencional de remoción de N (Peng et al., 2013). Además de los procesos aerobios, anóxicos, anaerobios y fotosintéticos, se han desarrollado procesos combinados con el objetivo de remover contaminantes que los procesos por sí solos no pueden.

2.5. Reactores biológicos utilizados para el desarrollo de sistemas AGS

La formación exitosa de los AGS altamente compactos no sólo dependen de los parámetros operativos aplicados, sino también del diseño del reactor. Hay varios tipos de biorreactores que se utilizan comúnmente para el desarrollo satisfactorio de los AGS. El reactor secuencial por lotes (como columna de burbujas y *airlift*), el reactor de membrana y el reactor integrado son los más adecuados y preferidos, los cuales se agitan mecánicamente por su practicidad en el control y manejo de los parámetros operativos aplicados (Sharma et al., 2019).

2.5.1. Reactores secuenciales por lotes (SBR)

El proceso de granulación aerobia en los SBR es el mecanismo más adecuado cuando se desea obtener una alta calidad del efluente con periodos de aireación relativamente cortos, así como una reducción de hasta el 60% del costo de operación en comparación con los procesos de lodos activados convencionales (Mhedhbi et al., 2020). Actualmente, se prefiere utilizar el SBR en lugar del biorreactor integrado para minimizar el costo de funcionamiento y la duración del proceso (Sharma et al., 2019). El SBR ayuda al control del crecimiento de microorganismos filamentosos, mejoramiento de la sedimentabilidad del lodo, y obtención de estructuras más compactas. Esto, debido a la practicidad en el control de los factores para el ajuste necesario de las condiciones operativas del reactor. El principio de operación de un SBR es: (1) alimentación, (2) reacción, (3) sedimentación y (4) descarga del agua tratada (Martínez & González, 2010). Debido a que los SBR tienen gran flexibilidad asociada con el tiempo de operación y el espacio requerido para su instalación, las condiciones de operación pueden ser modificadas para cumplir con la calidad deseada en el efluente sin necesidad de incrementar el tamaño del sistema de tratamiento. Dentro de las consideraciones de diseño del reactor, la relación entre la altura/diámetro de la columna (H/D) es uno de los principales factores a tomar en cuenta para la granulación. Cuanto mayor sea la H/D, mayor será la calidad de la sedimentación durante un periodo de tiempo más corto (Sharma et al., 2019). También se ha observado que una relación H/D más alta puede proporcionar una trayectoria de flujo circular más larga, lo que crea un desgaste hidráulico eficaz para la agregación microbiana. Muchos estudios sobre los sistemas AGS-SBR se han establecido a escala de laboratorio bajo ambientes controlados con una

relación H/D superior a 10 (de Sousa Rollemberg et al., 2018). Sin embargo, una H/D demasiado alta puede provocar que los AGS formados en la parte superior del tanque tengan una baja fuerza de corte, lo que podría provocar un fácil crecimiento de gránulos con estructura filamentosa y/o de tipo cilíndrico, evitando la formación de nuevos gránulos (B.-J. Ni, 2013).

2.5.2. Reactores de membrana

El tratamiento mediante biorreactores de membrana (MBR por sus siglas en inglés) se ha convertido en la tecnología preferida para el tratamiento de AR municipales e industriales en los últimos años. Los MBR combinan un tratamiento biológico y una separación física sólido-líquido mediante la filtración por membrana. El MBR está configurado por dos tipos de sistemas: extractivo y difusivo (Sharma et al., 2019). Este sistema tiene múltiples ventajas, como la generación de un efluente de alta calidad y ampliamente desinfectado, la capacidad de soportar altas TCO, TRH más cortos, la capacidad de mantener un TRS más largo, lo que resulta en una menor producción de lodos y un alto potencial para biodegradar sustratos más recalcitrantes debido a la aclimatación prolongada de los microorganismos. Además, la presencia de membranas en la cadena de tratamiento de AR elimina la necesidad de clarificadores secundarios, lo que resulta en una huella significativamente reducida (Campo et al., 2021).

2.5.3. Reactores en flujo continuo (CFR)

A pesar de los exitosos resultados obtenidos con la granulación aerobia mediante el uso de SBR para el tratamiento de AR domésticas de baja y media resistencia, la atención está empezando a dirigirse a la granulación usando reactores de flujo continuo (CFR por sus siglas en inglés), también conocidos como biorreactores integrados. Esto se debe a varias ventajas que ofrecen los CFR frente a los SBR, como un funcionamiento más sencillo, una mayor capacidad de tratamiento y un bajo costo de capital debido a la ausencia o mínima modificación de las infraestructuras existentes en PTARs de lodos activados convencionales. Además, la mayoría de las granulaciones aerobias realizadas en los CFRs han utilizado AR industriales de alta resistencia y AR sintéticas como influente de alimentación (We et al., 2020). El enfoque del

biorreactor integrado es la combinación de dos biorreactores como los reactores anaerobios y aerobios. El CFR a veces se denomina integrado cuando el biorreactor de membrana se combina con el reactor discontinuo secuencial. Hay cuatro tipos de biorreactores integrados que se clasifican como (1) reactores integrados con zonas aerobias y anaeróbicas separadas por medios físicos (MBR); (2) reactores integrados sin zonas aerobias y anaerobias separadas por medios físicos; (3) SBR con zonas separadas temporalmente; y (4) cultivos combinados con suministro de oxígeno limitado (Sharma et al., 2019). Las principales configuraciones de flujo continuo son los sistemas convencionales de lodos activados, MBR y sistemas con reactores secuenciales (de Sousa Rollemberg et al., 2018).

En conclusión, los CFR son una alternativa potencial para el cultivo de gránulos aerobios. Sin embargo, debido a la falta de estudios llevados a cabo en el tratamiento de AR reales de baja-media resistencia, todavía se requiere más investigación para aclarar algunas incertidumbres, por ejemplo, la desnitrificación y la capacidad de remoción biológica de fósforo mejorada de los gránulos aerobios en CFRs. Además, deben realizarse estudios para examinar los factores que afectan el proceso de granulación en los CFR, ya que las presiones selectivas comunes, como el régimen periódico de hambruna y la velocidad de sedimentación, son difíciles de aplicar en los CFR. Por último, el problema de la alta concentración de SST en los efluentes también debe resolverse para la granulación aerobia en CFR, ya que una alta concentración de SST puede indicar el lavado de los gránulos. En estos casos, el lodo granular sedimentado en el clarificador secundario puede tener que ser recirculado a los CFR. Sin embargo, la bomba de recirculación de lodos puede provocar la desintegración de los AGS (We et al., 2020).

2.6. Factores operativos influyentes en la formación y estabilidad de los AGS

La formación, tamaño y propiedades de los AGS dependen de una compleja interacción de diferentes parámetros ambientales, microbiológicos y operativos que determinan la aglomeración, estabilidad y el comportamiento de la actividad biológica de la biomasa (Wilén et al., 2018; Xavier et al., 2021). Muchos parámetros operativos afectan directamente el rendimiento de los AGS para el tratamiento de AR, tal como pH, OD, RIV, temperatura, TA, TRH, y TC, entre otros (X. Liu & Lee, 2022).

La optimización de estos parámetros de operación es un proceso muy complejo, ya que se debe lograr una rápida y estable formación de los AGS. Además, actúan sobre otros parámetros relacionados con la presión selectiva de la biomasa, los cuales también son factores clave para el éxito en el desarrollo de los AGS, tal como la composición orgánica, las condiciones alternas de festín/hambruna, la carga orgánica, la fuerza de corte hidrodinámica y el tiempo de sedimentación (Hamza et al., 2022; Han et al., 2022). Todos estos factores trabajan sinérgicamente para la formación de los AGS.

2.6.1. Temperatura

La temperatura afecta a la estructura y a la función de las células bacterianas y, en consecuencia, a la estabilidad de los procesos de degradación (Muñoz-Palazon et al., 2022). Aunque los sistemas AGS han sido operados con éxito comúnmente en un rango de temperatura de 8-30 °C (Hamza et al., 2022), algunos estudios han reportado el desarrollo exitoso de sistemas AGS-SBR a temperaturas variadas de 10 a 50 °C (Ab Halim et al., 2016; Muñoz-Palazon et al., 2022), donde se describen altas tasas de remoción de nutrientes y MO, así como buena estabilidad en los gránulos. Sin embargo, las temperaturas demasiado bajas promueven el crecimiento filamentoso, lo que provoca la inestabilidad de la biomasa (Hamza et al., 2022). Por otra parte, la densidad y la viscosidad del medio dependen de la temperatura, ya que con el aumento de la temperatura estos parámetros disminuyen y las moléculas de agua se vuelven más móviles (Winkler et al., 2012), lo que mejora el movimiento y el contacto sólido-líquido.

2.6.2. pH

Se ha reportado que un ambiente ácido (pH=3) causa una rápida formación de gránulos compuestos principalmente por hongos después de 1 semana de operación (X. Liu & Lee, 2022). Sin embargo, la formación de gránulos bajo estas condiciones provoca una rápida desintegración debido a la inestabilidad granular. Este comportamiento en los gránulos con pH bajo es influido por las tasas cinéticas biológicas, las cuales disminuyen proporcionalmente con la TCO aplicada. Por lo tanto, se recomienda una neutralización del pH para el desarrollo de este proceso

AGS, especialmente si se tienen que tratar aguas residuales de alta resistencia (de Sousa Rollemberg et al., 2018).

2.6.3. Tiempo de ciclo y TRH

La base de la operación de un SBR consiste en cuatro etapas principales: alimentación, tiempo reacción (aireación), sedimentación y descarga del efluente. El tiempo total transcurrido durante estas etapas se conoce como tiempo de ciclo (TC) y es uno de los parámetros más importantes durante la operación del sistema AGS. Un TC más corto da lugar a un TRH más corto, lo que proporciona una presión selectiva más fuerte sobre la pérdida de biomasa con pobres características en el reactor a través de cortos tiempos de sedimentación y la RIV. En investigaciones previas se ha informado sobre la influencia del TC en el comportamiento cinético de los AGS. La tasa de crecimiento de la biomasa en los gránulos puede disminuir cuando el TC se incrementa (B.-J. Ni, 2013), lo que repercute en el funcionamiento general del sistema AGS. Considerando que el TC es directamente proporcional al TRH, en este sentido, un TRH prolongado reduce la TCO, lo que disminuye la granulación, dificulta la capacidad de sedimentación y disminuye tanto la concentración de biomasa como el tamaño de los gránulos (Hamza et al., 2022).

2.6.4. Presión de selección

Algunos ejemplos de presión selectiva para la formación de los AGS son los distintos periodos de hambruna durante la operación, el corto tiempo de sedimentación y la alta intensidad de aireación. Los gránulos se inician por la inanición y la fuerza de corte hidrodinámica, aumentando la hidrofobicidad de las bacterias, lo que promueve aún más la granulación de los flóculos (Hamza et al., 2022). La aplicación de un tiempo de sedimentación corto se considera un factor importante para promover la formación de AGS y la selección hidráulica sobre la comunidad microbiana en el reactor. Lo anterior se debe a que bajo tiempos cortos de sedimentación se realiza el lavado de los flóculos con malas características de sedimentación y la retención de los lodos floculantes densos/grandes, por lo que un tiempo de sedimentación corto es una presión de selección esencial (Han et al., 2022). Además, los tiempos de

sedimentación cortos seleccionan preferentemente el crecimiento de las bacterias de sedimentación rápida (B.-J. Ni, 2013).

2.6.5. Tasa de aireación y oxígeno disuelto

La tasa aireación juega un papel importante en el proceso AGS ya que ayuda a mantener una estructura estable en los gránulos. La TA determina el mezclado y la difusión del sustrato, lo que impacta directamente en la fuerza de corte hidrodinámica, y por lo tanto, en la estructura de los gránulos. Una TA inadecuada puede provocar un mezclado deficiente y altas concentraciones de filamentos en el medio. La fuerza de corte hidrodinámica (comúnmente expresada mediante la velocidad de aireación superficial (cm/s)) depende de la TA (L/min) y del área de la sección transversal del reactor (cm²) (X. Liu & Lee, 2022), y es la que se encarga de regular el crecimiento filamentoso, la porosidad de los gránulos y la estabilidad de la granulación. De hecho, una mayor fuerza de corte hidrodinámica produce una mejor compactación y densidad de los gránulos (Hamza et al., 2022).

Las visibles ventajas de una alta fuerza de corte hidrodinámica que proporciona una alta TA durante el funcionamiento estable de los sistemas de granulación aerobia han sido ampliamente reconocidas en las últimas dos décadas (B.-J. Ni, 2013). (Chen et al., 2008) mostraron que bajo fuerzas de corte de 2.4 y 3.2 cm/s, los gránulos podían mantener una estructura robusta y estable, con una morfología clara, densa y compacta, además de un buen rendimiento. Por el contrario, cuando se aplicaron fuerzas de corte bajas de 0.8 y 1.6 cm/s los gránulos desarrollados se deterioraron hasta convertirse en gránulos filamentosos de gran tamaño con forma irregular y estructura suelta, lo que dio lugar a un bajo desempeño y a inestabilidad en la operación.

Es importante mencionar que la fuerza de corte hidrodinámica también promueve la generación de las SPE necesarias para la aglomeración de los lodos durante la formación de los AGS a través de las condiciones de estrés ejercidas. Esto último podría inducir la producción de polisacáridos, lo que favorece la unión de las células bacterianas y otras partículas, permitiendo la granulación y la estabilidad de los AGS (X. Liu & Lee, 2022). Un alto contenido de SPE en el sistema permite que los gránulos soporten altas TCO, permitiendo también la estabilidad del

AGS (Hamza et al., 2022). Sin embargo, la reducción de SPE genera que las bacterias se separen de los agregados, generando inestabilidad en el sistema.

Por otra parte, la TA influye directamente sobre la concentración de OD soluble generado, el cual es un factor esencial como aceptor de electrones para el metabolismo de los microorganismos aerobios (X. Liu & Lee, 2022). Se ha reportado que los AGS pueden formarse en un amplio rango de concentraciones de OD, desde concentraciones muy bajas que van de 0.0007 a 0.001 Kg O₂/m³·d hasta 0.002 y 0.007 Kg O₂/m³·d (B.-J. Ni, 2013; Winkler et al., 2012). Sin embargo, se ha informado que una concentración de OD inferior a 0.002 Kg O₂/m³·d conduce a la inestabilidad del gránulo. Por lo tanto, el OD es un parámetro de control eficiente para la remoción simultánea de carbono orgánico, N y P bajo condiciones operativas específicas. Esto último debido a las fuertes limitaciones de difusión en los gránulos, donde las altas concentraciones de OD conducen a una mayor fracción aerobia y, por lo tanto, a una mayor tasa de nitrificación, mientras que las concentraciones más bajas de OD aumentan la tasa de desnitrificación. En este sentido, un adecuado control del OD dentro del TC dado a un SBR, se puede conseguir una alta calidad del efluente (Wilén et al., 2018).

2.6.6. Relación de intercambio volumétrico

La RIV en los SBR se define como la relación entre el volumen de líquido descargado al término de un tiempo de sedimentación determinado respecto al volumen total de trabajo del reactor (Tay et al., 2006). La RIV influye sobre el TCO, y por lo tanto, afecta las características de la biomasa. En este sentido, las RIV altas mejoran la granulación al facilitar la formación, mejorando la capacidad de sedimentación de los gránulos (Hamza et al., 2022). Esto fue confirmado por (Xavier et al., 2021), quienes reportaron que sistemas usando AGS-SBR operados con RIV altas de 75% mejoró la productividad de los gránulos con muy buenas propiedades de sedimentación. Además, se ha reportado que bajo RIV $\geq 67\%$ se ha logrado desarrollar AGS con tamaño superior a 3.67 mm, lo eficiente la sedimentación (Z. W. Wang et al., 2006).

2.6.7. Tasa de carga orgánica

La TCO, la cual caracteriza el número de contaminantes orgánicos cargados en un sistema AGS, es uno de los parámetros de operación más importantes en el reactor. La formación del gránulo aerobio es un proceso dependiente de la carga del sustrato. De acuerdo a trabajos anteriores, una TCO adecuada para el desarrollo de gránulos aerobios debe oscilar entre 0.6 y 19.5 kg DQO/m³·d (X. Liu & Lee, 2022). Una TCO alta permite una granulación rápida, mientras que TCO demasiado bajas (1.05-1.68 kg DQO/m³·d) retrasa la formación de los gránulos (Hamza et al., 2022).

También se ha reportado que los AGS pueden crecer rápidamente y mantenerse estables incluso con TCO de 15 kg DQO/m³·d bajo fuerzas de corte hidrodinámica elevadas. Además, se ha indicado que una mayor carga orgánica dentro de un determinado rango de TCO (2.5-15 kg DQO/m³·d) conduce a una mayor velocidad de granulación, mayor diámetro de partícula y menor densidad. Además, una alta carga orgánica proporciona una fuente de carbono relativamente suficiente para el crecimiento de los microorganismos, haciendo relativamente corto el periodo de formación de los AGS. Sin embargo, una alta carga orgánica también conduce fácilmente al crecimiento de microorganismos filamentosos. Por lo tanto, una alta fuerza de corte hidrodinámica es un enfoque indispensable para remover los microorganismos filamentosos de rápido crecimiento y facilitar la formación estable de AGS (Han et al., 2022).

2.7. Desarrollo de sistemas AGS a escalas completas

En los últimos años se ha observado una tendencia al alza tanto en el número de publicaciones en revistas científicas sobre la tecnología de granulación aerobia como en el número de instalaciones a escala real de PTARs basadas en AGS. Para mediados del 2021, el número de PTARs basadas en la tecnología AGS alcanzaba los 88 en todo el mundo, más del doble de los reportados en 2018. De este total, más de 70 plantas operan usando sistemas SBR, las cuales están a cargo de Nereda® y S::Select® (de Sousa et al., 2022; Hamza et al., 2022). De hecho, tecnología AGS se desarrolló por primera vez a gran escala en los Países Bajos bajo la tecnología Nereda® por Royal HaskoningDHV, la cual es el actual líder del mercado en la aplicación del

proceso AGS para aplicaciones industriales y municipales (Dezotti et al., 2018), ya que actualmente esta tecnología también se aplica en otros países como Francia, Australia, China y Brasil (Royal haskoningDHV, 2022; Xavier et al., 2021).

Se han reportado que las plantas basadas en AGS tienen una capacidad de 100 a 600.000 m³/d para el tratamiento de AR municipales e industriales con el objetivo principal de remover N y P. De hecho, la mayoría de las plantas a gran escala de los Países Bajos y las instalaciones de Haining, China tratan AR municipales/industriales mezcladas. Sólo entre 2020 y 2021 fueron construidas 13 PTARs, y otras 11 PTARs se encuentran en fase de diseño para los años 2020-2025 (Hamza et al., 2022). Estas cifras, indican una tendencia de rápido crecimiento en la utilización de esta biotecnología. En este sentido, el proceso AGS podría sustituir con éxito al proceso AS convencional o las lagunas de estabilización, que son ampliamente aplicados en los países en vías de desarrollo como México, no sólo con el fin de ampliar la capacidad, sino también para cumplir con los LMP de las legislaciones vigentes aplicadas a los efluentes (Guo et al., 2020; Hamza et al., 2022). Sin embargo, aunque la tecnología AGS ha sido aplicada con éxito a escala completa, aun presenta varias limitaciones; por lo cual se sigue estudiando su desempeño desde diversas perspectivas, tal como el efecto de las condiciones operativas sobre las características y propiedades de los AGS con el fin de mejorar la capacidad de remoción, la separación sólido/líquido y el comportamiento de los factores selectivos de los AGS.

3. ESTADO DEL ARTE

Diversos autores han realizado importantes esfuerzos para estudiar los procesos AGS bajo diferentes sistemas para eficientar la remoción de N y P de diferentes tipos de AR. La mayoría de estos estudios han evaluado las cargas orgánicas así como las relaciones DQO/N y alimentos/microorganismos utilizando diferentes estrategias operativas y mecanismos de configuración. Por ejemplo, estudios realizados en sistemas CFR para el tratamiento de AR domésticas mediante sistemas AGS establecieron el modo A/O para lograr también eficiencias de remoción de P superiores al 90%. En los sistemas CFR se aplicaron TRH en torno a 0.25 d y concentraciones de OD entre 0.002 y 0.005 Kg O₂/m³·d; sin embargo, la eficiencia de remoción de N bajo este proceso se vio afectada. Usualmente el TRH aplicado a sistemas AGS oscila entre 0.25 y 0.83 d, con una TCO típica que varía entre 1.5 y 6.3 kg DQO/m³·d. En este contexto, diferentes estudios reportaron que la eficiencia de remoción de P fue mayor en estudios que aplicaron un TRH mayor que en los que el TRH fue inferior a 0.42 d, a pesar de haber aplicado concentraciones de OD similares. Aunque las eficiencias de remoción de MO obtenidas en los estudios realizados bajo estos rangos fueron superiores al 85%, el trabajo reportado por (de Kreuk & van Loosdrecht, 2006), sólo alcanzó una eficiencia de remoción de MO del 49%. La estrategia de operación aplicada fue un volumen de 3 L, TCO de 1.6 kg DQO/m³·d, y TRH de 0.23 d. Lo anterior probablemente se obtuvo debido al TC utilizado (2 h) y al modo de operación aplicado en el segundo periodo de la fase de reacción. Estos estudios utilizaron un modo A/O dentro del CT con un tiempo de reacción total de 95 min, distribuido en 70 min de aireación y 15 min sin aireación, lo que representó un tiempo insuficiente para una adecuada oxidación de la carga orgánica. Por el contrario, (L. Wang, Yu, et al., 2020) utilizaron un volumen de trabajo de sólo 1.5 L y una TCO de aproximadamente 6.3 kg DQO/m³·d; sin embargo, el TRH fue de 0.32 d. Esta estrategia operativa alcanzó capacidades de remoción de MO y N al 90 y 73%, respectivamente.

Además, en la mayoría de los estudios en los que se trataron aguas residuales industriales a escala piloto, las eficiencias de remoción de MO y N fueron superiores al 80 y 85%, respectivamente. Sin embargo, la remoción de P en estos estudios usualmente fue inferior al 20%. Esto último podría deberse a la composición tóxica de las aguas residuales industriales, que probablemente inhibió el crecimiento de los PAOs en el sistema, así como a una baja concentración de OD. Por tanto, la degradación adecuada de P y N dentro del mismo proceso

sigue siendo un reto a superar en el tratamiento de AR basado en procesos AGS. Por otra parte, también se han estudiado los sistemas AGS-SBR para la remoción simultánea de N y P en diferentes tipos de AR (Tabla 5). La mayoría de estos estudios han evaluado los diferentes factores de presión de selección bajo diversas estrategias operativas y mecanismos de configuración.

Tabla 5. Eficiencias de remoción obtenidas en trabajos previos usando sistemas AGS-SBR

Tipo de AR	VT (L)	Concentración inicial (mg/L)	Condiciones operativas				Eficiencia de remoción (%)			Referencias
			TC	RIV	OD	TA	DQO	NT	PT	
			h	%	Kg O ₂ /m ³ ·d					
Sintética	2	1,000 mg DQO/L; 200 mg NH ₄ -N/L; 16 mg P/L	6.5-7	17-29	0.0005 -0.002	n.d.	93.8± 3.2	94.6± 5.6	83.7± 8.6	(Dobbeleers et al., 2017)
Industria química	2	1,000 mg DQO/L	6	25-75	n.d.	2-4 L/min	97	n.d.	n.d.	(Rafiee et al., 2018)
Sintética	1.4	600 mg DQO/L; 100-200 mg NH ₄ -N/L; 10 mg P/L	4	54	0.007- 0.009	2.0 cm/s	92	99	10	(W. Huang et al., 2015)
Petroquímica	3	340-610 mg DQO/L	4	0.5	n.d.	2-3 cm/s	>85	n.d.	n.d.	(Milia et al., 2016)
Sintética	2	500 mg DQO/L; 50 mg NH ₄ -N/L; 5 mg P/L	6	50	n.d.	2-1 L/min	90-96	>80	n.d.	(L. Wang, Zhan, et al., 2020)
Sintética	2	2,000 mg DQO/L; 100 mg NH ₄ -N/L; 10 mg P/L	12	50	0.002	1 L/min	98.8	81.9	n.d.	(Yin et al., 2019)
Textil	4.6	569 mg DQO/L; 0.524 mg NT/L	6	50	0.775	4 L/min	87	n.d.	n.d.	(Bashiri et al., 2018)
Sintética	115.5	206.4-222.5 mg DQO/L; 28.1-33.7 mg NH ₄ -N/L; 3.1-3.7 mg P/L	4	71	0.008	27 L/min	80±11	83±20	55±24	(Alves et al., 2022)
Agrícola	3	25,000 mg DQO/L; 45 mg NH ₃ -N/L;	3	50	n.d.	2.5 cm/s	91.1	97.6	n.d.	(Abdullah et al., 2011)
Sintética	18	2,000 mg DQO/L; 100 mg NH ₄ -N/L; 20-25 mg P/L	4	60	0.008- 0.010	2.7 cm/s	98±1	75±17	59±11	(Pishgar et al., 2019)
Caucho	1.8	1,820 mg DQO/L; 250 mg NT/L;	3,6,12	50	0.0024 0.0076	1.7 cm/s	98.4	89.5	n.d.	(Rosman et al., 2014)
Textil sintética	1.5	1,000 mg DQO/L	6	50	n.d.	n.d.	80.0	n.d.	n.d.	(Lourenço et al., 2015)

VT = Volumen de trabajo.

Los resultados indicaron que la TA y las tasas de carga son esenciales para una remoción eficaz de N. Al menos el 34% de los estudios con una velocidad de aire superficial entre 1.7 cm/s y 2.5 cm/s y una RIV igual al 50% reportaron una eficacia de degradación de NT superior al 80%, a pesar de los diferentes tipos de AR utilizadas, como las municipales sintéticas, las agrícola y las de caucho. Por otra parte, las eficiencias de remoción de P reportadas fueron limitadas, ya que sólo el 42% del total de los estudios reportaron los valores de remoción de PT, que fueron menores al 60% para el tratamiento de AR municipales sintéticas. Los valores anteriores apoyan la relevancia de llevar a cabo este estudio, ya que la mejora en el rendimiento del sistema bajo altas degradaciones de NTK y PT durante el tratamiento de AR industriales/municipales reales con características complejas dará un mejor entendimiento sobre el comportamiento de los factores influyentes en el desempeño de los sistemas AGS.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Metodología

La estrategia metodológica consiste en aplicar diferentes configuraciones operativas en continuo dentro de SBRs a escala de laboratorio. Esto con el fin de desarrollar un sistema AGS estable y eficiente para el tratamiento de AR con cargas orgánicas variables y sustancias tóxicas recalcitrantes.

Para el desarrollo del sistema AGS, se utilizó un inóculo de lodos activados previamente adaptado a diferentes tipos de aguas residual industrial provenientes de fuentes municipales e industriales. Durante la adaptación de la biomasa a las características de las AR de alimentación, la muestra fue diluida en diferentes proporciones hasta su aplicación directa. Para este estudio, el sistema AGS desarrollado trató muestras de AR provenientes de la ciudad industrial ubicada en el Valle de Cuernavaca (CIVAC) y de AR municipales de la región.

Se llevó a cabo un diseño de experimentos (DoE) *in situ* donde se realizaron corridas divididas en etapas de manera continua. Durante los experimentos se variaron tres parámetros operativos influyentes. Durante la ejecución del DoE se monitorearon los parámetros físico-químicos, parámetros gravimétricos y parámetros de calidad del sistema. También fueron monitoreadas las características morfológicas de los agregados AGS.

Las variables de respuesta fueron medidas al término de cada TC. Estas mediciones fueron comparadas con la NOM-001-SEMARNAT-2021. Esto último para conocer el desempeño que los gránulos aerobios pueden tener sobre la remoción de contaminantes orgánicos bajo diferentes modos de operación. Además, se analizó el cumplimiento con los LMP de la norma vigente bajo alguna de las combinaciones operativas arrojadas por la matriz experimental y que fueron aplicadas al sistema versus el sistema AS convencional monitoreado bajo las mismas condiciones operativas. De manera general, el procedimiento utilizado en la metodología propuesta está descrito en la Figura 8.

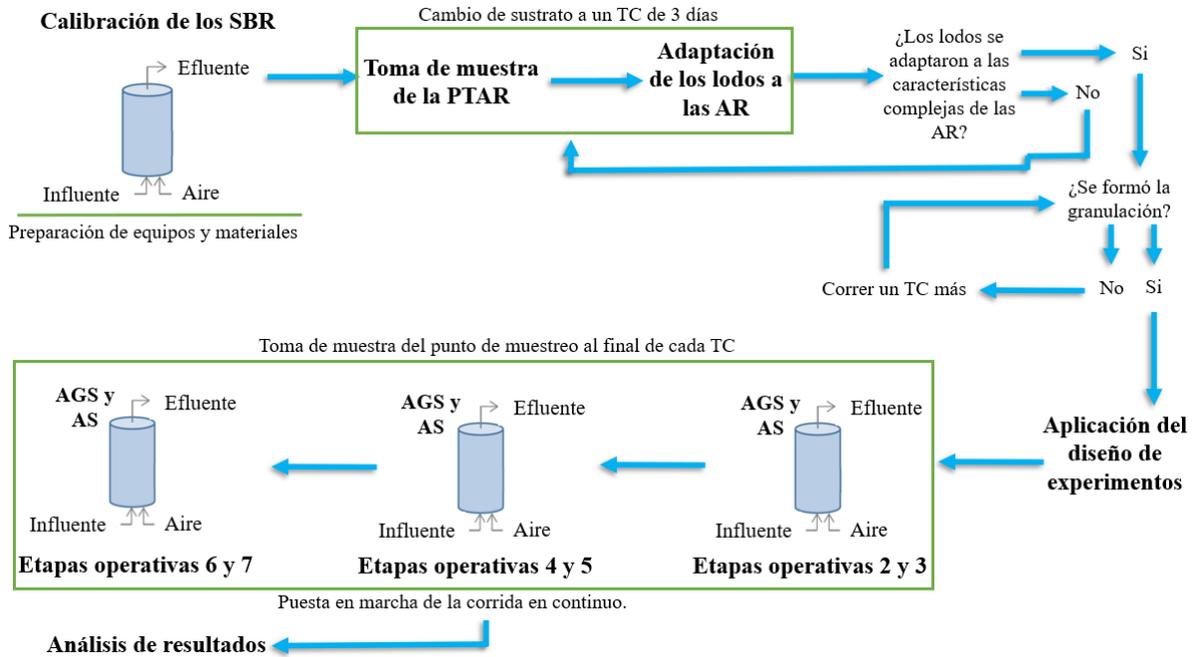


Figura 8. Estrategia experimental utilizada para el desarrollo del sistema AGS y el tratamiento de las aguas residuales mezcladas.

4.2. Métodos de experimentación

4.2.1. Descripción de las unidades

El trabajo experimental se realizó en las instalaciones de la PTAR que trata las AR de la ciudad industrial del valle de Cuernavaca y las aguas residuales municipales de zonas aledañas. En el sitio, se realizó la puesta en marcha y adaptación del sistema AGS en SBRs construidos de plástico acrílico, con dos salidas de descarga. Los SBRs contaron con un volumen total de 12 L (14 cm de diámetro interno y 90 cm de altura). La aireación fue suministrada por bombas de aire Elite-801 y Elite-802, las cuales fueron instaladas en función de la configuración operativa aplicada (Figura 9).

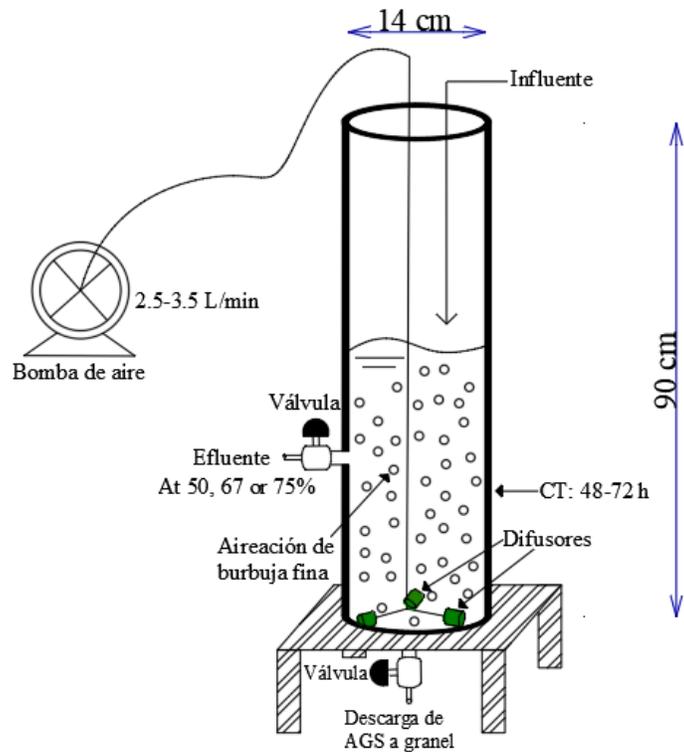


Figura 9. Esquema del SBR a escala de banco para la formación de AGS y evaluación de las condiciones operativas.

Se instalaron 3 difusores estratégicamente colocados a 120° dentro del tanque para obtener un tamaño de burbuja fina distribuidas a lo largo del reactor y generar un movimiento circular homogéneo del medio. La Figura 10 muestra las unidades experimentales utilizadas para el desarrollo de los sistemas granulares.



Figura 10. Unidades experimentales (SBR) para el desarrollo de la granulación aerobia.

4.2.2. Fuente de las aguas residuales y el inóculo

Las muestras de lodos fueron obtenidas de una PTAR municipal y una PTAR industrial, ambas ubicadas en el Valle de Cuernavaca. Se tomó un inóculo de cada una de las plantas para el arranque de los SBRs. El inóculo de origen municipal fue adaptado a las características de las muestras de AR en un periodo de alrededor de 30 días. Durante este periodo, el inóculo municipal fue adaptado a las condiciones de la muestra mediante diluciones.

El inóculo de la PTAR industrial no fue necesaria su adaptación, por lo que se alimentó con la muestra de manera directa. El inóculo industrial fue utilizado para la instalación de un sistema de lodos activados el cual fue alimentado bajo las mismas condiciones que el sistema AGS. Las muestras de AR fueron tomadas del sedimentador primario de la PTAR donde se realizó el estudio. La Tabla 6 muestra las concentraciones promedio de los parámetros medidos en las muestras de AR.

Tabla 6. Composición de las AR mezcladas utilizadas en el estudio.

Parámetro (mg/L)	Promedio	Max.	Min.
<i>DQO</i>	2316±1287	4938	839
<i>SST</i>	569±1146	1160	167
<i>DBO</i>	709±122.7	972	356
<i>PT</i>	24.4±7.2	31	10
<i>NTK</i>	85.1±37.02	179	44
<i>pH*</i>	7.32±0.37	6.88	7.93

*Unidades de pH.

Nota: Los valores promedios fueron calculados a partir de los datos obtenidos para los períodos estudiados.

4.2.3. Legislación

Dado que la NOM-001-SEMARNAT-2021 fue publicada en el año en curso, la transición hacia la instalación de procesos biológicos más eficientes, sostenibles y amigables con el medio ambiente es uno de los retos actuales para la mayoría de las PTAR instaladas en México. Por lo tanto, se espera que el efluente tratado bajo este sistema cumpla con los LMP de los parámetros

que estipula esta norma. Dado que los límites establecidos en este reglamento varían dependiendo del destino final del agua tratada, se establecieron los parámetros normados para descarga del efluente en ríos, arroyos, canales o drenes.

Los LMP dentro del promedio mensual (PM) para la carga orgánica y nutrientes serán los valores con los que se registrará este proyecto. Por lo tanto, los LMP establecidos para SST, DQO, nitrógeno y fósforo se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. LMP establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 para carga orgánica y nutrientes

Parámetro	LMP (mg/L)
SST	60
DQO	150
NT	25
PT	15
pH (UpH)	6.9

Fuente: (SEMARNAT, 2022)

4.2.4. Condiciones operativas para el desarrollo de los sistemas AGS

El periodo completo de funcionamiento se dividió en siete etapas continuas: un periodo de arranque (etapa I) y seis periodos con diferentes condiciones de funcionamiento según el nivel asignado a cada parámetro operativo influyente (etapas II a VII) (ver Tabla 9). En el periodo de arranque, todos los parámetros se fijaron a condiciones constantes hasta lograr la adaptación de la biomasa, así como la formación y estabilización de los gránulos.

El desarrollo de los gránulos se realizó bajo condiciones únicamente aerobias, utilizando muestras de lodos activados como inóculo inicial. El anexo AVI muestra las condiciones operativas constantes que se establecieron en este estudio para la adaptación y el desarrollo de gránulos aerobios en los reactores SBRs. El medio para la formación de los gránulos estuvo compuesto por una relación de 2:1. Esta relación comprendió 3 L de sustrato y 1.5 L de lodos, para obtener un volumen de trabajo de 4.5 L. La relación de intercambio volumétrico (RIV) establecida durante la formación y acondicionamiento del sistema fue del 66.7%.

$$RIV = \frac{V_A}{V_{max}} \cdot 100 \quad (9)$$

Los parámetros de control y los parámetros variables fueron monitoreados diariamente durante todo el periodo de experimentos. Los parámetros de calidad del AR mezclada se midieron al término de cada TC. Una vez lograda la granulación en condiciones estables, se llevó a cabo un diseño experimental donde se variaron tres factores operativos influyentes para el desempeño de los AGS (TA, TC y RIV). Los parámetros de operación fijos y variables aplicados durante la aplicación del DoE se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Condiciones de operación durante las combinaciones aplicadas al AGS-SBR.

Sistema AGS	
<i>Parámetros</i>	<i>Condiciones de operación</i>
Periodo total (d)	≈30
Tiempo de ciclo (TC-d)	Variable
Número de ciclos	Variable
TC (h)	Variable
Alimentación (min)	10
Tiempo de aireación (min)	En función del TC
Tiempo de sedimentación (min)	5
Descarga de efluente (min)	10
Tiempo de retención de lodos (d)	≈45
pH	No controlado
OD (Kg O ₂ /m ³ ·d)	>0.002
Temperatura (°C)	No controlado
Volumen de trabajo (L)	4.5
Volumen de descarga (L)-(Relación sólido/líquido)	Variable
Proporción de la muestra en el SBR	Variable
Velocidad de aireación (L/min)	Variable
RIV (%)	Variable
TRH (d)	En función de la RIV
TCO (kg/m ³ ·d)	En función del volumen del reactor y la DQO _{alim}
SSLM inicial (mg/L)	En función de la sedimentabilidad del lodo.

*Datos basados en: (W. Cai et al., 2019; L. Liu et al., 2017; Ye et al., 2018).

La fórmula utilizada para calcular el *TRH* para sistemas en lotes se basó en la ecuación reportada por Wagner & Ribeiro en el 2013. La cual fue modificada para calcular sistemas en lotes. La expresión se representa mediante la ecuación 10.

$$TRH (d) = \frac{V_r}{\left(\frac{RIV}{100}\right)\left(\frac{24}{TC}\right)}, \quad (10)$$

donde, V_r = Volumen de trabajo del reactor (L); TC = Tiempo de ciclo (h); RIV = Relación de intercambio volumétrico (%). También fue calculada la TCO usando la fórmula reportada por (Tay et al., 2004). Donde, el TRH también puede calcularse a partir de la TCO :

$$TCO = \frac{DQO_{alim} \cdot Q_{ent}}{V_r} \quad \therefore \quad TRH (d) = \frac{DQO_{alim}}{TCO}, \quad (11)$$

donde, TCO = Tasa de carga orgánica ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$); DQO_{alim} = Concentración de la DQO inicial (kg/m^3); Q_{ent} = Gasto a la entrada (m^3/d); V_r = m^3 .

La matriz experimental obtenida en el DoE mostró un total de 12 combinaciones posibles. Estas combinaciones operativas fueron aplicadas a los SBRs de manera continua. El periodo de operación donde se aplicaron las combinaciones operativas (aplicación de la matriz experimental) fue de alrededor de 87 días.

4.2.5. Métodos de medición durante el desarrollo de los AGS y la aplicación de la matriz experimental

4.2.5.1. *Parámetros físico-químicos*

El monitoreo de pH, conductividad y temperatura se realizó mediante un potenciómetro marca OAKlon PC540. El pH y la temperatura no se controlaron a lo largo del periodo de experimentos. El OD fue monitoreado con un medidor de oxígeno marca YSI modelo 58. Para esto, se tomó una alícuota del agua clarificada de los reactores para ser inmediatamente llevada a medición en el equipo. La Figura 11 muestra la medición de este parámetro.



Figura 11. Estrategia de medición de OD en los SBRs

El potencial óxido-reducción (REDOX) también fue medido usando un multiparamétrico de campo marca Hanna Instruments, modelo: HI 9829.

4.2.5.2. Métodos estándares para medición de las variables de respuesta

Dentro de las variables de respuesta se midió la DQO y DBO₅. Estos parámetros se rigieron de acuerdo a la norma oficial mexicana correspondiente en el laboratorio acreditado de la PTAR en estudio. DQO: NMX-AA-030/2-SCFI-2011; DBO₅: NMX-AA-028-SCF1-2001. Todas estas mediciones se realizaron por triplicado.

Para la medición de NTK y NH₃⁺ se tomaron muestras del efluente para ser preservada con H₂SO₄ y almacenada a 4°C. Posteriormente, se trasladaron al laboratorio 08 de Ingeniería-Investigación de la Universidad Politécnica del Estado de Morelos (UPEMOR) donde se analizaron en un equipo Büchi Kjelmater K-375. Los métodos a seguir para la medición del NTK y NH₃⁺ fueron métodos estándares propuestos por el equipo utilizado. Las mediciones se realizaron por triplicado.

Para la medición de PT, NO₂⁻ y NO₃⁻ se tomaron muestras no preservadas y almacenadas a 4°C, en el laboratorio de Tecnología Ambiental de la UPEMOR. La medición de estos parámetros se realizó mediante métodos del Hach ampliamente conocidos: NO₃⁻: method 8039-Hach; PT: method 10127-Hach y NO₂⁻: method 8153-Hach. Estas pruebas se realizaron por duplicado.

Para la determinación del porcentaje de eficiencia de los parámetros de calidad, se utilizó una fórmula conocida que nos permite obtener los porcentajes de remoción de cada parámetro. El cálculo se realizó usando la ecuación 12 (Nguyen et al., 2019).

$$\% \text{ de remoción} = \frac{c_1 - c_2}{c_1} \times 100 \quad (12)$$

Donde, c_1 y c_2 es la concentración inicial y la concentración del contaminante correspondiente al tiempo "t". Las mediciones se realizaron al término del periodo de cada configuración. Las mediciones se realizaron al término del periodo de cada configuración. Los valores obtenidos en los parámetros de calidad fueron evaluados de acuerdo a los LMP establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021.

4.2.5.3. Métodos gravimétricos para medición de sólidos

Para la medición de sólidos se realizaron pruebas establecidas en la norma mexicana NMX-AA-004-SCFI-2013 para medición de sólidos sedimentables y en la NMX-AA-034-SCFI-2015 para medición de sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos totales volátiles (STV) y sólidos disueltos volátiles (SDV). Esto último para calcular el índice volumétrico de lodos (IVL) del sistema granular aerobio, así como los SSLM. Estas pruebas se realizaron en el laboratorio acreditado de la PTAR donde se llevó a cabo el estudio.

Las fórmulas utilizadas para calcular S_{sed} , ST, SST, SSV y SSF se muestran a continuación. Las unidades de cada ecuación están expresadas en mg/L.

$$S_{sed} = \frac{\text{Vol. sedimentado (mL)}}{\text{Vol.muestra (L)}} * t \text{ (h)} \quad (13)$$

$$ST = \frac{(\text{peso de la cápsula con el residuo (50°C)} - \text{peso de la cápsula vacía})}{V} 1\ 000\ 000 \quad (14)$$

$$SST = \frac{(\text{peso del crisol con el residuo (50°C)} - \text{peso del crisol con el filtro})}{V} 1\ 000\ 000 \quad (15)$$

$$SSV = \frac{(\text{peso del crisol con el residuo (50°C)} - \text{peso del crisol con el residuo (550°C)})}{V} 1\ 000\ 000 \quad (16)$$

$$SSF = SST - SSV \quad (17)$$

Donde, V = volumen de la muestra (mL). Mediante el resultado del valor de SSV fue posible calcular la producción de biomasa de cada reactor utilizando la ecuación 18 (Arias et al., 2018), o bien, se puede obtener el valor de los SSLM a partir del resultado de IVL (Gerardi, 2002).

$$\text{Producción de biomasa} \left(\frac{g}{L} \right) = \frac{Q \cdot SSV}{V} \quad \text{ó} \quad SSLM \left(\frac{g}{L} \right) = \frac{(SS_{1h}) \left[\frac{mL}{L} \right]}{IVL \left(\frac{mL}{g} \right)} \quad (18)$$

Donde: Q = Gasto en el reactor (L/d); SSV = SSV en el reactor (g/L); V = volumen de trabajo del reactor (L). A partir del resultado obtenido en los SST, se puede calcular el IVL, y el volumen de sólidos sedimentables después de 1 hora en el cono imhoff (SS_{1h}) (Abefase, 2012).

$$IVL \left(\frac{mL}{g} \right) = \frac{(SS_{1h}) \left[\frac{mL}{L} \right]}{SST \left(\frac{g}{L} \right)} \quad (19)$$

La calidad de la sedimentabilidad del lodo fue evaluada de acuerdo a la siguiente escala: $IVL < 90$ mL/g-SST = excelente sedimentabilidad; $90 < IVL < 150$ mL/g-SST = buena sedimentabilidad; $IVL > 150$ mL/g-SST = malas condiciones de sedimentabilidad. Finalmente, el porcentaje de sedimentabilidad es calculado de acuerdo a la ecuación 19 (Arcila & Buitrón, 2017).

$$\% \text{ de sedimentabilidad} = 100 * \left(1 - \frac{TSS_{PTAR}}{TSS_{Reac}} \right) \quad (19)$$

Donde: TSS_{PTAR} = SST del influente de la PTAR; TSS_{react} = SST del reactor. Estas mediciones se realizaron al término de cada TC, con el fin de conocer el desempeño del sistema bajo las condiciones operativas variables propuestas.

4.2.5.4. Determinación del tamaño de los gránulos en los reactores

Los gránulos se determinaron de acuerdo a sus características morfológicas mediante un microscopio acromático marca MOTIC™ modelo B1 digital. Para la determinación de la estructura y tamaño de los gránulos se tomó una muestra de la biomasa del reactor la cual fue colocada en un portaobjetos para ser lavada con agua destilada. Se observó la morfología de los gránulos, su tamaño y su compacidad en el microscopio con un lente ocular aumentado 40 veces (4/0.1). El equipo fue proporcionado por el laboratorio acreditado de la PTAR en estudio.

4.2.5.5. Determinación de la velocidad de sedimentación de los gránulos

La velocidad de sedimentación de los gránulos fue determinada según la metodología de los métodos estándar (Torfs & Daigger, 2016). Este parámetro es un indicador para evaluar la calidad del lodo y como su nombre lo expresa, nos muestra la velocidad con que se sedimenta la biomasa (García, 2015).

La velocidad de sedimentación fue calculada mediante dos métodos. En el primer método se utilizó la fórmula del área transversal de un cilindro (A) y la ecuación general de velocidad (\bar{V}) (eq. 20 y 21, respectivamente).

$$A(\text{cm}^2) = \frac{\pi d^2}{4} \quad (20)$$

$$\bar{V} \left(\frac{\text{cm}}{\text{min}} \right) = \frac{V}{A} \quad (21)$$

Donde d = diámetro de la probeta (cm^2); V = volumen recorrido de la partícula en un tiempo t (cm^3/s); A = área transversal de un cilindro. Para calcular el área transversal se consideró el diámetro promedio de una probeta de 1 L = 6.4 cm. En el segundo método se utilizó la ley de Stokes (V_s) mostrada en la ecuación 22 (Samuel & Leon, 2020).

$$V_s \left(\frac{\text{m}}{\text{s}} \right) = \left(\frac{2}{9} \right) \frac{g r_p^2 (p_p - p_w)}{\mu} \quad (22)$$

Donde V_s = velocidad de sedimentación en caída libre (m/s); g = valor de la gravedad (m/s^2); r_p = radio de la partícula (m); p_p = densidad de la partícula (kg/m^3); p_w = densidad del agua a temperatura ambiente (~ 25 °C) (kg/m^3); n = viscosidad dinámica del agua (m^2/s). Para obtener la velocidad de sedimentación mediante este método, se tomaron como valores constantes g , p_w y p_s de acuerdo a lo reportado por Winkler et al., (2012): $g = 9.81 \text{ m/s}^2$, $p_w = 0.997 \text{ kg/m}^3$, $p_s = 1070 \text{ kg/m}^3$. La p_s para los AGS en este estudio estuvo basado en valores registrados en estudios previos, debido a las limitaciones experimentales dadas para la medición de la densidad, distribución de tamaño de los gránulos y porcentaje de integridad.

4.3. Diseño experimental

Se realizó un DoE factorial fraccionado de dos niveles 2^k con tres factores (2^3) usando los parámetros operativos establecidos como influyentes como variables manipuladas del estudio. Se consideraron los dos niveles de los factores como bajo y alto. La Tabla 9 muestra los factores y los niveles paramétricos propuestos para el trabajo experimental.

Tabla 9. Factores y niveles paramétricos utilizados en el DoE

Factores	Niveles		
	I	II	III
<i>RIV (%)</i>	50	66.7	75
<i>Tasa de aireación (L/min)</i>	2.5	3.5	-
<i>TC (h)</i>	48	72	-

La Tabla 10 muestra el DoE ordenado obtenido a partir del diseño factorial fraccionado 2^3 generado en el programa Minitab® 19. La matriz experimental se aplicó al sistema desde la formación del sistema AGS en estado estable hasta el final de la operación.

Tabla 10. DoE ordenado para la operación en los SBR

No. experimento	RIV (%)	TA (L/min)	TC (h)
1	50	2.5	48
2	50	2.5	72
3	50	3.5	48
4	50	3.5	72
5	67	2.5	48
6	67	2.5	72
7	67	3.5	48
8	67	3.5	72
9	75	2.5	48
10	75	2.5	72
11	75	3.5	48
12	75	3.5	72

Para las etapas II a VII, se realizaron doce combinaciones con un periodo de 6 o 9 días en cada una de ellas (dos combinaciones en cada etapa) (Tabla 11). Las combinaciones operativas se establecieron según los niveles paramétricos propuestos.

Tabla 11. Estrategias operativas aleatorias aplicadas en cada etapa operativa

	Etap	Periodo (d)	Ciclos	RIV (%)	TA (L/min)	CT (h)	TRH (h)
<i>Formación de los AGS</i>	I	1-27	9	67	2.5	72	108
<i>Monitoreo de la evolución de los AGS (Aplicación del DoE)</i>	II	28-39	4	50	2.5-3.5	72	144
	III	40-57	6	75	2.5-3.5	72	100
	IV	58-69	6	67	3.5-2.5	48	72
	V	70-81	6	75	2.5-3.5	48	64
	VI	82-93	4	50	3.5-2.5	48	96
	VII	94-111	6	67	3.5-2.5	72	108

Cada fase contó con un periodo de operación total de 12 o 18 días, de acuerdo al TC aplicado en esa etapa. Esto con el fin de aplicar la réplica por triplicado y lograr el estado estable del sistema en cada combinación, aumentando la confiabilidad de las mediciones. Durante los periodos se monitoreó el comportamiento de los gránulos y el funcionamiento general del sistema.

4.4. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos consistieron en la aplicación de pruebas de normalidad, seguido del método de transformación de Box-Cox para ajustar los datos de las variables que no mostraron una distribución normal. También se aplicó el método multivariable de análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) y la matriz de correlación de Pearson, con el fin de identificar las relaciones entre las variables más significativas que afectan el desempeño del sistema. Se realizó una regresión general factorial para obtener modelos matemáticos de las variables cuya correlación son significativas. Finalmente, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) mediante un diseño de bloques completos aleatorios (DBCA) a las variables con mayor correlación dentro de los sistemas en estudio. Todos estos análisis se realizaron en el software Minitab® 19, en el que la probabilidad relativa de error se fijó en el 5% ($p \leq 0.05$).

4.5. Consideración de posibles dificultades

Es importante tener en cuenta varios escenarios que pueden dificultar el avance del trabajo experimental, así como la obtención de resultados en tiempo y forma. Por lo tanto, se estimó una lista de consideraciones que deben preverse para evitar retrasos o complicaciones dentro del proyecto.

- Comprobar la disponibilidad de los equipos necesarios para llevar a cabo los trabajos experimentales.
- Prever la cantidad de materiales y reactivos para las mediciones de los parámetros de control y la toma de muestras.
- Mantener calibrada la unidad experimental para evitar errores en las mediciones de los sensores en tiempo real.
- Organizar las actividades establecidas en el cronograma para concluir el trabajo experimental dentro del tiempo disponible.
- Considerar los tiempos de los asesores para revisión, consultas, y seguimiento del proyecto en general y escritura de artículos de investigación.

Algunas otras dificultades que se puedan presentar y no se encuentren dentro de nuestro alcance prevenirlas, las alternativas que se pueden realizar para evitar un retraso en nuestro trabajo experimental, se describen en la Tabla 12.

Tabla 12. Posibles dificultades con sus alternativas de acción

Dificultades latentes	Alternativa de solución
Los sensores del potenciómetro no funcionan	Adecuar los sensores de un multiparamétrico disponibles en el almacén
Una de las bombas de aireación de los SBRs se descompuso	Cambiar la bomba por una de repuesto previamente adquirida.
No se pueden tomar muestras del sedimentador primario de la PTAR	Trabajar en el análisis de los resultados ya obtenidos para no perder tiempo y cumplir con el cronograma establecido
No se pudo llevar a cabo la medición de los nutrientes en los laboratorios de la UPEMOR	Solicitar al laboratorio acreditado de la PTAR industrial realizar las pruebas tomadas en ese día
Los laboratorios están ocupados o cerrados	Preservar la muestra con H ₂ SO ₄ y/o almacenarlas a 4 °C

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Adaptación del inóculo y formación de los gránulos aerobios

La adaptación del inóculo inicial (lodos activados municipales) a las características de las AR y la formación de los gránulos se llevaron a cabo simultáneamente en la etapa I del periodo de operación mediante una configuración operativa fija donde el $TC = 72$ h, $RIV = 67\%$ y $TA = 2.5$ L/min. En primer lugar, se realizó la adaptación del inóculo inicial a las características de las muestras de AR de alimentación. Debido a la gran complejidad de las características del AR real, la alimentación del SBR se realizó de forma gradual. Las AR de alimentación se diluyeron con agua de grifo comenzando por una relación 3:1, después 2:1 y 1:1 hasta lograr una alimentación con AR sin diluir en el AGS-SBR. Estas proporciones se cambiaron cada dos ciclos de operación.

A medida que la adaptación era exitosa, el color de la biomasa cambiaba gradualmente de bronceado a marrón oscuro, lo cual pudo deberse a la absorción de pigmentos de las AR de origen industrial por los microorganismos presentes (Figura 12). La adaptabilidad de la biomasa se monitoreó en función de su capacidad de sedimentación y eficiencia de remoción de DQO, NT y PT. A medida que la adaptación se daba, la sedimentación de la biomasa mejoraba (reducción en el valor del IVL) y las eficiencias de remoción de los contaminantes se estabilizaron en función del tiempo.

Con la adaptación de los lodos activados en el sistema, se logró de manera exitosa la formación de los gránulos aerobios, lo que generó una modificación de las propiedades de la biomasa, como un aumento en la densidad y disminución del bulking filamentoso, lo que a su vez, mejoró todavía más la sedimentabilidad del proceso. Al final de esta etapa, los AGS permanecieron esféricos sin que se produjera una desintegración significativa de los gránulos.

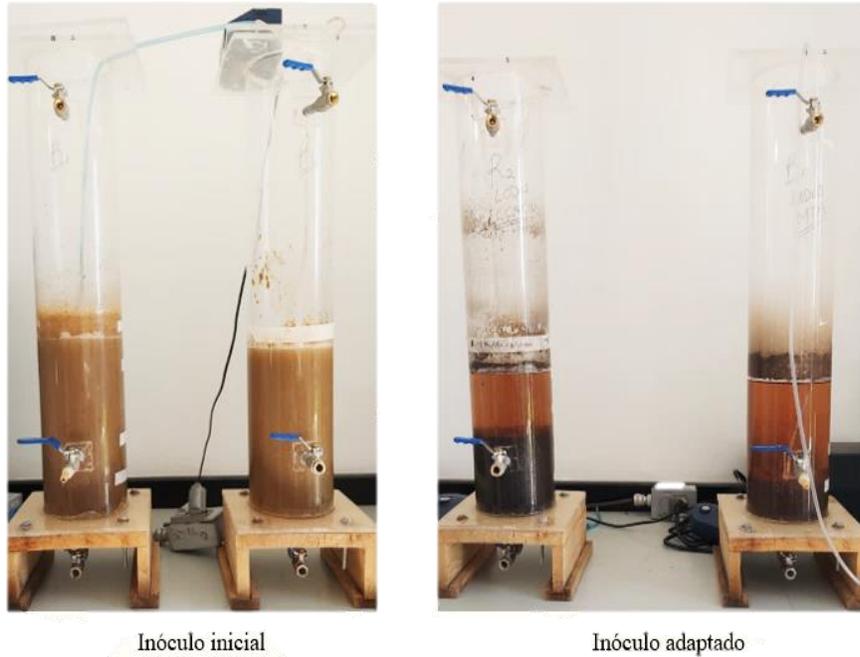


Figura 12. Diferencias del inóculo inicial y el inóculo adaptado a las características de las aguas residuales mezcladas

Los gránulos maduros se identificaron en el sistema AGS como agregados compactos con una morfología bien definida en el día 18. Sin embargo, a partir del día 14, la formación de gránulos ya era evidente (Figura 13). En el día 24, los AGS tenían una forma esférica, densa y compacta, con un tamaño promedio de $\approx 1.2 \pm 0.4$ mm, como resultado de la adaptación previa de la biomasa a la variabilidad de las características de las AR utilizadas en este estudio y de las condiciones fisicoquímicas cambiantes como la temperatura (en función de la estacionalidad y hora del día) y pH (en función del tipo de AR de alimentación).

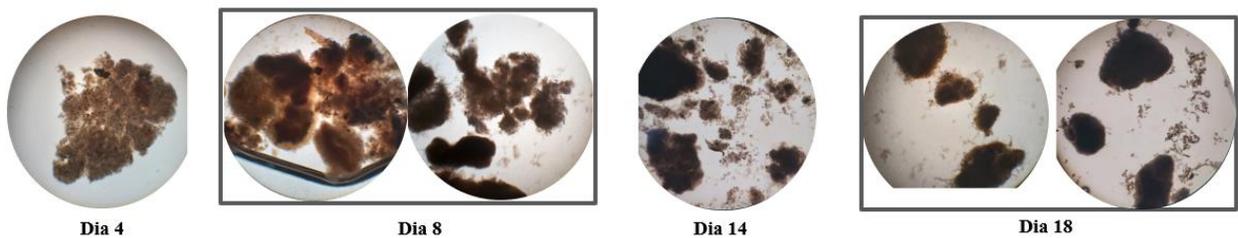


Figura 13. Evolución en la formación de gránulos aerobios dentro del sistema AGS durante la etapa I.

Durante la formación de los gránulos, el rango de variabilidad monitoreado para la concentración DQO en el influente varió de 1,100 hasta 7,000 mg DQO/L, en función del gasto y de la fuente industrial proveniente en el día específico. Algunos estudios recientes mencionan que el afluente mínimo sugerido de DQO y OLR para mantener la integridad de los AGS es de 200 mg DQO/L y 0.6 kg DQO/m³·d, respectivamente (Long et al., 2015; Peyong et al., 2012). Sin embargo, estos estudios rara vez representan la compleja composición de las AR municipales o industriales reales y sus variaciones de carga. En este estudio, el sistema AGS desarrollado en este proyecto mantuvo una DQO y TCO superiores a 800 mg DQO/L y 2.0 kg DBO₅/m³·d durante toda la operación. Estas concentraciones evitaron la desintegración total de los gránulos a pesar de los elevados choques de carga orgánica y de los cambios bruscos en las configuraciones aplicadas. Finalmente, la adaptación de la biomasa y la granulación aerobia en estado estable dentro del sistema se lograron entre 25 y 27 días.

5.2. Morfología de los AGS durante las etapas operativas

Una vez lograda la adaptación y formación de los gránulos en estado estable dentro del sistema AGS se evaluaron las condiciones de funcionamiento mediante combinaciones operativas en continuo (Tabla 11). Durante la aplicación de las estrategias operativas, se observaron cambios morfológicos en los AGS (Figura 14). Desde la etapa II hasta la VII, se desarrollaron gránulos con diferentes propiedades y características dentro del sistema AGS. La distribución del tamaño de los gránulos aerobios se relacionó con las condiciones operativas. De hecho, la TA y la RIV fueron los principales factores operativos que influyeron directamente en las características morfológicas de los AGS. El primer parámetro afectó la mezcla, la difusión de la biomasa y las fuerzas de corte hidrodinámico aplicadas, lo cual repercutió directamente en la densidad, estabilidad y estructura de los gránulos (Hamza et al., 2022). El segundo influyó en el tamaño y las propiedades de sedimentación (Z. W. Wang et al., 2006).

Hasta el día 48, no se identificaron cambios relevantes en la forma y estabilidad de los gránulos aerobios. Sin embargo, cuando se modificó la TA de 2.5 L/min a 3.5 L/min para la etapa III (TC = 72 h; RIV = 75%), la fragmentación de los gránulos aumentó considerablemente (día 51). Posteriormente, la estabilidad de los gránulos se recuperó cuando se modificó la RIV al 67% en

la etapa IV. Dentro del periodo de funcionamiento de cada etapa (6 o 9 días), en los 3 días posteriores al cambio de configuración, usualmente aparecieron gránulos parcialmente rotos o desintegrados, lo que promovió un medio floculante, un menor tamaño y modificaciones en la estructura granular (días 33, 45, 67, 71, 87, 109). Sin embargo, el sistema volvió a alcanzar el funcionamiento estable (unos 4 o 5 días después del cambio operativo en cada etapa), lo que promovió la recuperación de la estructura granular, aglomerando de nuevo la biomasa, lo cual mejoró la compacidad y el tamaño de los AGS, aunque con una morfología diferente (días 39, 48, 63, 79, 83, 107).

Estos efectos sobre las características del AGS se produjeron principalmente cuando se realizaron cambios en el valor de la RIV bajo TA altas en el sistema. Es decir, cuando se aplicaron valores de RIV bajos con altas TA se generó una fuerza de corte hidrodinámica excesivamente alta, promoviendo la inestabilidad de los gránulos y generando filamentos alrededor del AGS. Sin embargo, cuando se aplicó una RIV $\geq 67\%$, la inestabilidad de los gránulos disminuyó permitiendo que el sistema alcanzara un funcionamiento estable más rápidamente. Esto último se debe a que la fuerza de corte hidrodinámica aplicada a los gránulos es menor bajo un alta RIV y una TA de 2.5 L/min.

Algunos autores han demostrado que una TA más baja reduce la fragmentación y desintegración de las partículas de lodo durante la etapa inicial de la operación debido a la baja fuerza de corte hidrodinámica y al rápido crecimiento de las bacterias filamentosas, beneficiando la granulación y a la biomasa retenida en el reactor (L. Wang, Yu, et al., 2020). Sin embargo, una reducción excesiva de la TA provoca un mayor crecimiento de las bacterias filamentosas y una menor cantidad de SPE lo que conduce a la desintegración de los gránulos (Hamza et al., 2022).

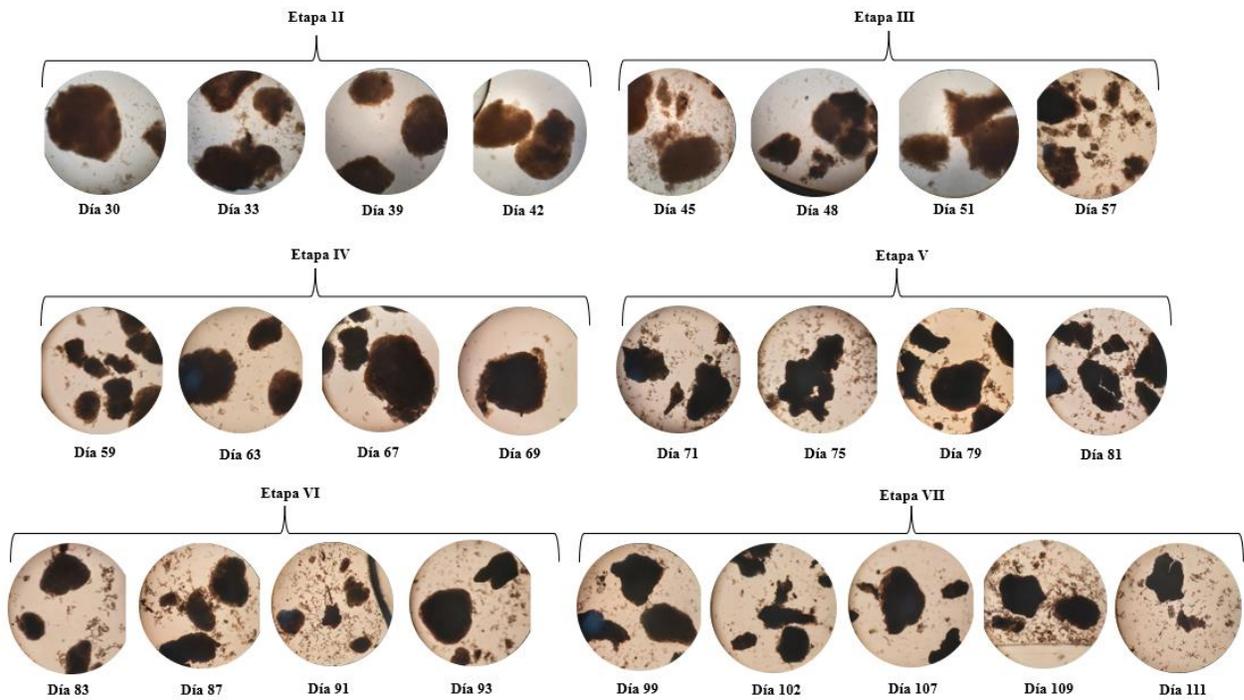


Figura 14. Cambios en la morfología granular del sistema AGS durante el las combinaciones operativas

Estudios previos han empleado parámetros morfológicos de los gránulos, como la relación de aspecto y el factor de forma para controlar la caracterización de los gránulos en diversas condiciones. Silva et al., (2022) evidenciaron que una estructura granular progresivamente más fuerte se desarrolla bajo altos valores de solidez y excentricidad, así como bajos valores de convexidad. Por el contrario, una menor solidez y convexidad, así como una mayor excentricidad, reflejaron perturbaciones en el proceso de granulación y pueden estar indirectamente relacionadas con una mayor presencia de flóculos, causando así el aumento de los sólidos en suspensión en el efluente. En este estudio, se observó que a medida que se aplicaban las combinaciones operativas al sistema AGS, la capacidad de regeneración de los gránulos disminuía hasta que los gránulos rotos cambiaban completamente sus propiedades (a partir del día 71). Esto último pudo ser consecuencia de una alta solidez que impidió la desintegración total de los gránulos y una baja convexidad que provocó una mayor liberación de sólidos en suspensión (días 79, 87, 91, 99). Sin embargo, a pesar de las alteraciones morfológicas y las posibles inhibiciones microbianas que se produjeron en el sistema AGS bajo las diferentes condiciones de operación, se mantuvo una adecuada integridad de los gránulos, lo

que permitió una buena capacidad de sedimentación, ya que se obtuvieron IVL promedios por debajo de 85 mL/g-SST hasta la etapa VI (parámetro que se explica a detalle en la sección 5.4). Sin embargo, la capacidad de remoción de compuestos se vio afectada en la última etapa de operación.

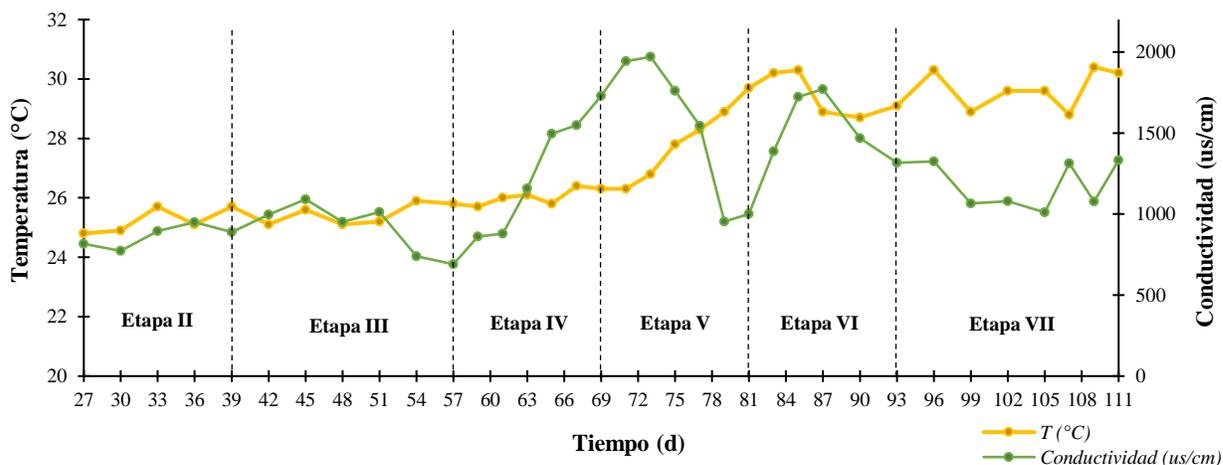
5.3. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en los sistemas AGS y AS durante las combinaciones operativas

Se monitorearon diferentes parámetros fisicoquímicos a través de todas las etapas de operación de los sistemas AGS y AS con el fin de evaluar su efecto sobre el desempeño en la remoción de contaminantes, las propiedades adquiridas en los gránulos, posibles tipos de microorganismos desarrollados y el funcionamiento general de los sistemas. Los parámetros monitoreados fueron pH, conductividad, Temperatura, OD y el potencial REDOX. Estos parámetros fueron medidos cada 24 h con una variabilidad de alrededor de 15 min.

5.3.1. Temperatura y conductividad

La conductividad de las AR está íntimamente relacionada con la temperatura. La temperatura afecta la concentración de sales e iones presentes en el agua, las cuales influyen en la velocidad de crecimiento de las poblaciones microbianas del medio. Ambos parámetros fueron monitoreados a lo largo la adaptación de los lodos iniciales, el desarrollo de los gránulos aerobios y la aplicación de las combinaciones operativas al sistema AGS en estado estable. La Figura 15 muestra el comportamiento de la conductividad en función de la temperatura del líquido en los sistemas AGS y AS. Durante la operación, la Temperatura aumentó gradualmente en ambos sistemas de 24.8 ± 0.2 hasta 30.7 ± 0.3 °C. Este aumento estuvo en función del cambio de estacionalidad en la región.

(a) Sistema AGS



(b) Sistema AS

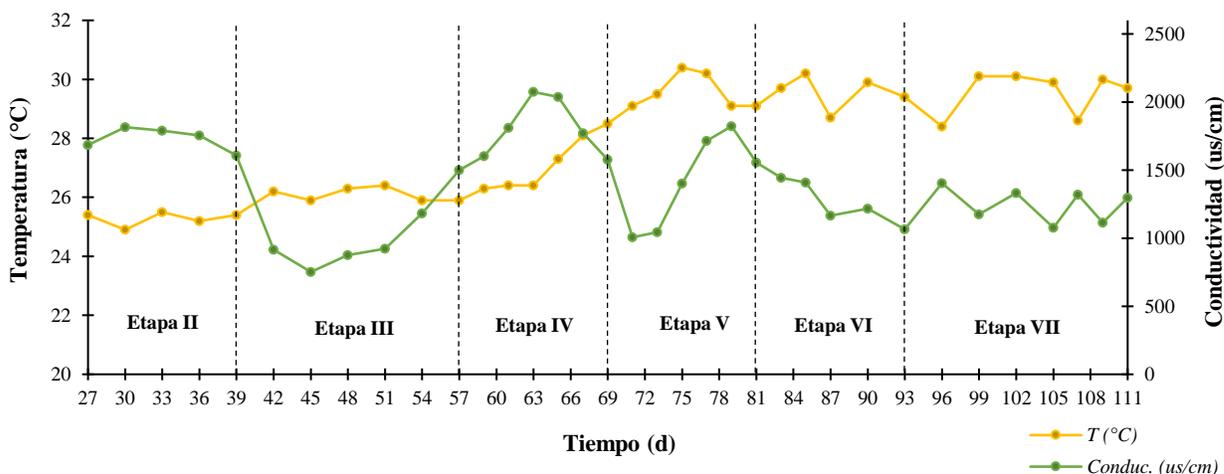


Figura 15. (a) y (b): Comportamiento de la conductividad en función de la temperatura durante los periodos de operación.

En consecuencia, el valor de la conductividad en los sistemas también aumentó en términos generales. Durante los primeros 34 días, el valor promedio de la conductividad en los sistemas AGS y AS fue de 890 y 1,345 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Para el día 50 los valores promedios se elevaron de 1,176 y 1,468 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. De hecho, los valores de conductividad más

elevados registrados en los sistemas AGS y AS estuvieron entre el día 46 y 38 con 1,970 y 2,037 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente.

Se conoce que los valores normales de conductividad en AR urbanas oscilan en el rango de 500 a 1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Valores elevados de conductividad ($>3,000 \mu\text{S}/\text{cm}$), afectan al proceso biológico de depuración. Los valores de conductividad obtenidos en ambos sistemas biológicos estuvieron por debajo de 3,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aunque después del día 30, la conductividad promedio en el sistema AS se mantuvo por arriba de 1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Estos valores altos de conductividad en el sistema AS pudo impedir el desarrollo de una comunidad microbiana estable y producir un desajuste en las colonias bacterianas. Las bacterias filamentosas son más resistentes lo que provoca que se debilite la estructura flocular del lodo activado disminuyendo su densidad y por tanto su velocidad de sedimentación. Esto último influyó en la pobre capacidad de sedimentación lograda en el sistema AS a lo largo del periodo de operación.

Es importante mencionar que a pesar de que el sistema AS operó bajo las mismas condiciones operativas que el sistema AGS durante la aplicación del DoE, el sistema AS se instaló y se puso en marcha usando una muestra de lodos inicial de la instalación en estudio a partir de la etapa II del periodo experimental, es decir, no se otorgó un periodo de adaptación (debido a que el inóculo ya estaba adaptado) ni tampoco un periodo de desarrollo de AGS, ya que los periodos de ciclo en cada combinación fueron muy cortos para lograr llevar a cabo el proceso de formación. Por lo tanto, a pesar de aplicarse las mismas condiciones operativas en ambos sistemas, el efecto generado en las poblaciones bacterianas de cada sistema fue distinta debido a la influencia de una estructura microbiana diferente. Lo cual afecto la influencia de los parámetros fisicoquímicos sobre la sedimentabilidad y la eficiencia de remoción de los sistemas. Es decir, dado que la conductividad en el sistema AGS fue menor a la del sistema AS, el aumento gradual en la concentración también pudo afectar el tipo de microorganismos dominantes presentes a lo largo del periodo de operación, modificando las propiedades de la biomasa y su eficiencia de remoción.

5.3.2. OD y Temperatura

El efecto de la Temperatura también influyó de manera directa sobre la concentración de OD en el AR (Figura 16). En los primeros 45 días de operación del sistema AGS, la concentración de OD se mantuvo por arriba de $0.005 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$, mientras que en el sistema AS varió entre 0.0001 y $0.0053 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$. Sin embargo, a lo largo del periodo de operación se observó en ambos sistemas biológicos que a medida en que la temperatura en el ambiente aumentó, la concentración de OD en los sistemas disminuyó. Después de 45 días, la concentración de OD presente en el sistema AGS y AS disminuyó de 0.005 a $0.003 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$. Sin embargo, la concentración de oxígeno en los medios se mantuvo arriba de $0.002 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$, concentración mínima necesaria para llevar a cabo la granulación en el sistema AGS.

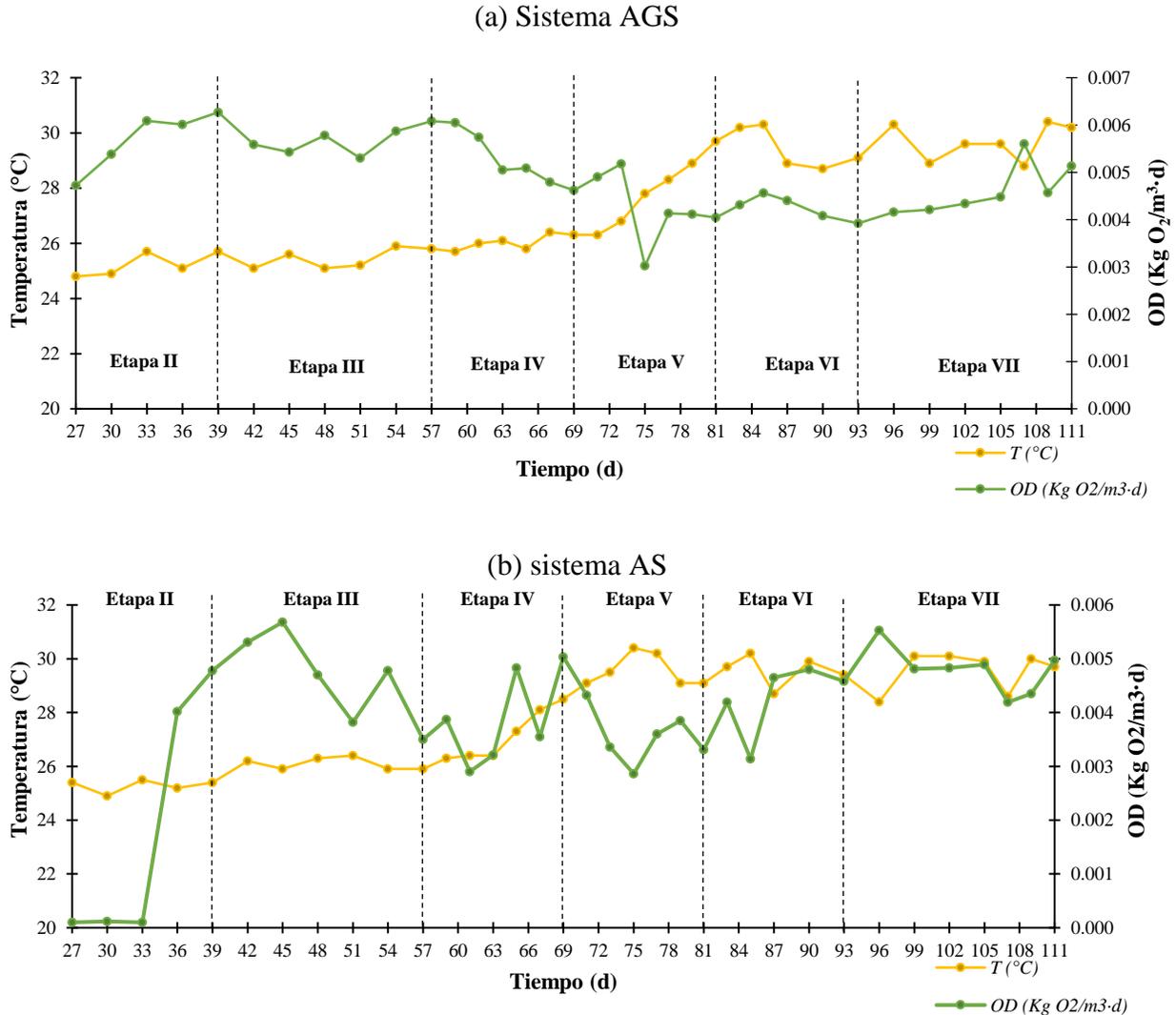


Figura 16. (a) y (b): Variabilidad temperatura y el OD durante los periodos de operación.

La concentración de OD presente en el sistema AGS durante los primeros 60 días estuvo en un rango entre 0.003 y 0.0061 Kg O₂/m³·d, mientras que en el sistema AS la concentración de OD varió de 0.0001 a 0.0057 Kg O₂/m³·d. Estas altas concentraciones de OD logradas en el sistema AGS (a pesar del aumento de la temperatura) se debió a las velocidades de aireación aplicadas al sistema (2.5 L/min y 3.5 L/min), combinadas con altos valores en la RIV (67% y 75%). Por otra parte, el sistema AS en los primeros 10 días de operación mantuvo un OD menor a 0.0005 Kg O₂/m³·d, lo cual impidió la sedimentación de la biomasa, redujo el crecimiento de microorganismos y en consecuencia, una disminución en la eficiencia de remoción del sistema.

Además, los difusores instalados en los SBR generaron un tamaño de burbuja fina (< 2 mm) con la que se logró una mejor interfase gas-líquido durante la absorción de oxígeno en el agua. Este mecanismo en la configuración del reactor influyó en la mejora de la biomasa en el sistema AS, ya que para el día 12 el sistema alcanzó una concentración de OD de 0.004 Kg O₂/m³·d. En el caso del sistema AGS, el tamaño de burbuja generada por una alta VA mejoró el mezclado y la difusión del sustrato, lo que impactó directamente en la compacidad, tamaño, densidad y estructura de los gránulos.

5.3.3. pH y potencial REDOX

El pH es un parámetro importante para cualquier proceso biológico de AR, ya que afecta a la actividad microbiana del medio (entre 4 y 9.5) y modifica el equilibrio ácido-base NO₂⁻/HNO₂ y NH₄⁺/NH₃ (Meng et al., 2014). En este sentido, el pH influye directamente en la capacidad de SND del N y en la capacidad de reducción de P.

El pH y el potencial redox fue monitoreado durante el periodo de aplicación de la matriz experimental en los sistemas en estudio. La Figura 17 muestra el comportamiento del potencial redox en función del pH medido en los sistemas AGS y AS durante la aplicación de la matriz. Ambos parámetros tuvieron un comportamiento variable a lo largo del periodo de operación del sistema AGS. A medida que el pH disminuyó, el potencial redox aumentó y viceversa. Esto último se debió a que el nivel de pH presente actuó sobre la distribución de las especies químicas para un grupo conjugado. Considerando que ambos sistemas se mantuvieron en condiciones únicamente aerobias, el N presente fue oxidado en mayor medida durante el tratamiento.

Además, se sabe que la degradación aerobia de desechos orgánicos a potenciales ocurre en un intervalo de +50 a +250 mV. Los valores del potencial óxido-reducción (ORP por sus siglas en inglés) promedio en los sistemas AGS y AS fue de +124 y +127 mV, respectivamente.

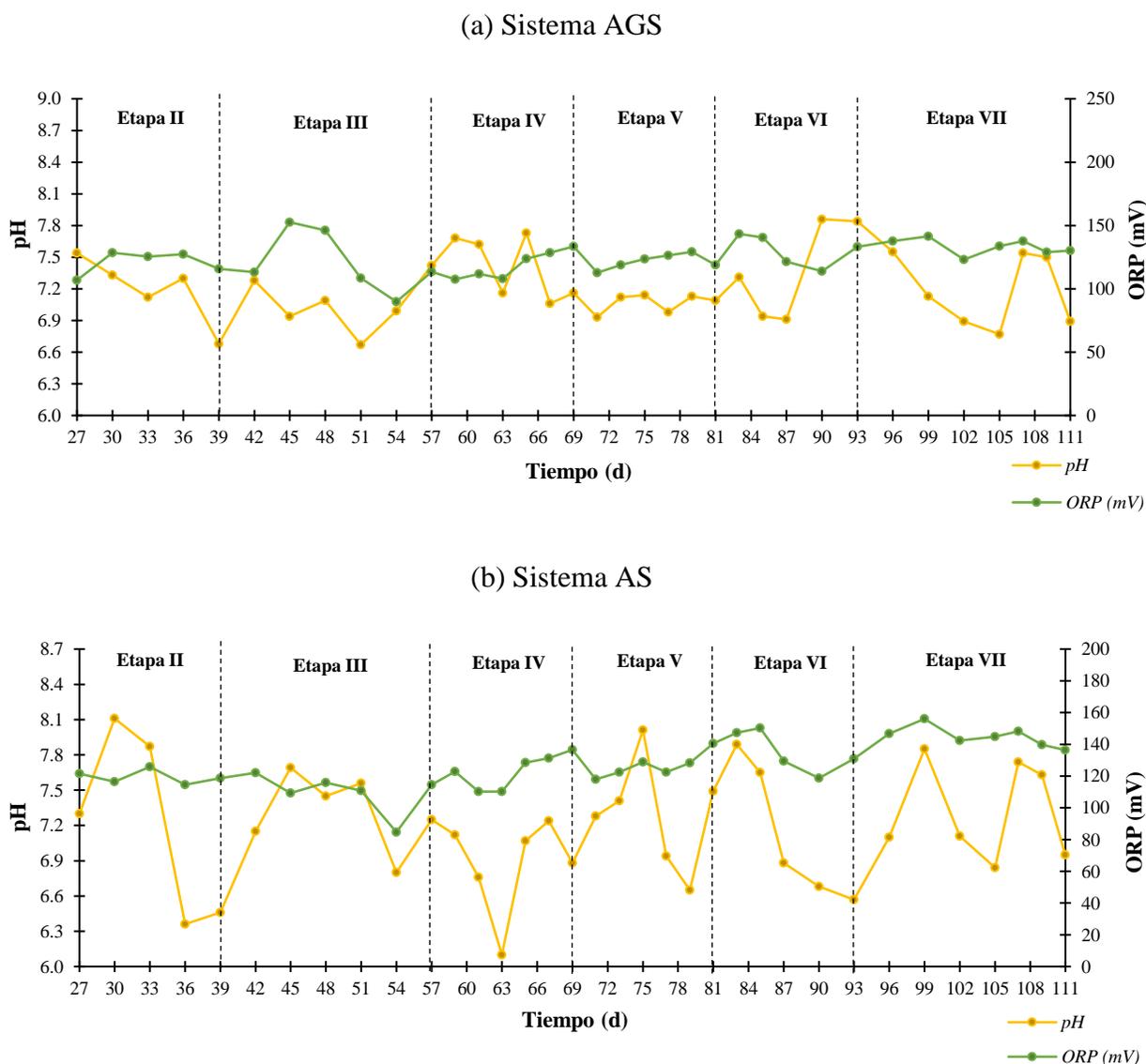


Figura 17. (a) y (b): Comportamiento del potencial REDOX en función del pH durante los periodos de operación.

Dado que los sistemas estudiados trataron las AR bajo condiciones oxidativas, las especies obtenidas de N después del tratamiento biológico fueron en su mayoría NO_3^- (ver anexo AI). Esto último, debido a que las intensidades de la aireación suministrada al sistema generaron

altas concentraciones de OD. Es probable que la alta concentración de OD lograra penetrar una mayor área dentro del gránulo, desarrollando gránulos con fases aerobias demasiado grandes. Esto pudo limitar el tamaño de la fase anóxica/anaerobia donde se lleva a cabo la reducción de NO_3^- hasta su forma molecular (N_2). Esta fase también es necesaria para el crecimiento de los PAOs, encargados de la remoción de P. En este sentido, es posible que el grosor de las capas granulares formadas en el AGS impidieron el crecimiento adecuado de microorganismos anóxicos/anaerobios en el interior del gránulo, lo que afectó su desempeño en la remoción de NO_3^- (Ver anexo AI).

En este sentido, es importante llevar a cabo un análisis más detallado de estos parámetros sobre la influencia que ejercen durante la eficiencia de remoción de contaminantes, la velocidad de sedimentación, la morfología y el rendimiento general del sistema AGS y AS. Además, se debe evaluar el comportamiento de cada uno de ellos en función de las características de la muestra de AR de alimentación inoculadas.

5.4. Capacidad de sedimentación de los sistemas biológicos durante las combinaciones operativas

La capacidad de sedimentación de la biomasa (AGS y flocúlos de lodo) en los sistemas en estudio fue evaluada de acuerdo al IVL observado durante la operación. Este parámetro fue calculado en función de la concentración de los S_{sed} y los SST medidos en los SBRs al final de cada ciclo de operación. La Figura 18 muestra el comportamiento del IVL en los sistemas AGS y AS bajo las diferentes combinaciones operativas aplicadas en cada etapa. Se observó una diferencia en el comportamiento del IVL en ambos sistemas. Los rangos medidos en el sistema AGS y AS oscilaron entre 60-110 y 73-270 mL/g-SST, respectivamente. Sin embargo, el IVL promedio de estos fueron de 83 y 163 mL/g-SST, respectivamente. De acuerdo con la calidad de sedimentabilidad de la biomasa, se establece que un $\text{IVL} < 90$ mL/g-SST indica una excelente capacidad de sedimentación; $90 < \text{IVL} < 150$ mL/g-SST indica buena sedimentabilidad; $\text{IVL} > 150$ mL/g-SST indica malas condiciones de sedimentabilidad.

Estudios previos han reportado IVL en sistemas AGS-SBR de 20.8 mL/g-SST a 74 mL/g-SST (Alves et al., 2022; Aqeel et al., 2016; Krishnen et al., 2017; Leal et al., 2020; Xavier et al.,

2021; Yin et al., 2019). Estos valores de IVL fueron los más altos alcanzados según las diferentes propiedades estructurales dadas a los gránulos en función de las estrategias operativas aplicadas. Por lo tanto, con base en los valores del IVL obtenidos en el sistema AGS a través del tiempo, la biomasa logró una alta velocidad de sedimentación, la cual se mantuvo en casi todo el periodo de operación. Contrariamente, el sistema AS indicó malas condiciones de sedimentación en casi todas las etapas experimentales. Lo anterior, debido a altos volúmenes de biomasa suspendida provocados por el bulking filamentoso generado en la etapa II del periodo de operación. Se observó que, a medida que la RIV aumentaba dentro de las configuraciones operativas aplicadas, la densidad y estabilidad del floculo de lodo mejoraba, logrando una mejor sedimentabilidad en el sistema (días 47-57).

Por otra parte, se ha reportado en la literatura que los sistemas AGS desarrollados en SBR operados a volumen constante con una RIV alta (75%) producen una fracción significativa (>80%) de gránulos con muy buenas propiedades de sedimentación ($IVL < 70$ mL/g-SST) (Xavier et al., 2021). Durante el estudio, cuando la RIV aplicada en el sistema fue $\geq 67\%$, la densidad y la estabilidad del lodo mejoraron, lo que aumentó la sedimentación de los gránulos (etapas III y VII). Por el contrario, cuando se aplicaron RIV bajas al sistema AGS, aparecieron altas fracciones de biomasa en suspensión debido a la desintegración parcial de los gránulos. Lo anterior produjo altas concentraciones de sólidos en suspensión, lo que provocó una disminución de la sedimentación, gránulos menos estables y, por lo tanto, posibles modificaciones en las características microbianas (etapa VI). Cada cambio en las condiciones de operación provocó un estrés en los microorganismos presentes que condujo a estas fracciones de biomasa generadas. Además, bajo valores de $RIV = 50\%$, el sistema AGS requería un mayor tiempo para estabilizarse, afectando a la eficiencia de remoción de los compuestos orgánicos. Sin embargo, cuando se cambió la configuración de operación aplicando $RIV \geq 67\%$, el sistema mejoró la sedimentación en las etapas III y VII.

Durante estos periodos, se observó que una TA igual a 3.5 L/min influyó significativamente en la mejora de la capacidad de sedimentación bajo estas estrategias operativas. De hecho, se ha demostrado que con un aumento de la velocidad de aireación superficial (SAV), la capacidad de sedimentación de los lodos mejora significativamente (Zhu et al., 2015), alcanzando una capacidad de sedimentación media de hasta 38.7 ± 6 mL/g-SST bajo TA de 4.79 L/min (Leal et

al., 2020). Los IVL obtenidos a lo largo de los periodos de operación en el sistema AGS estuvo en función de las características de formación del gránulo como densidad, tamaño y compacidad. El tamaño del gránulo varió en función de la configuración operativa aplicada en cada periodo. También los parámetros fisicoquímicos influyeron en el comportamiento de las bacterias presentes en la biomasa, y por lo tanto, en su capacidad de sedimentación.

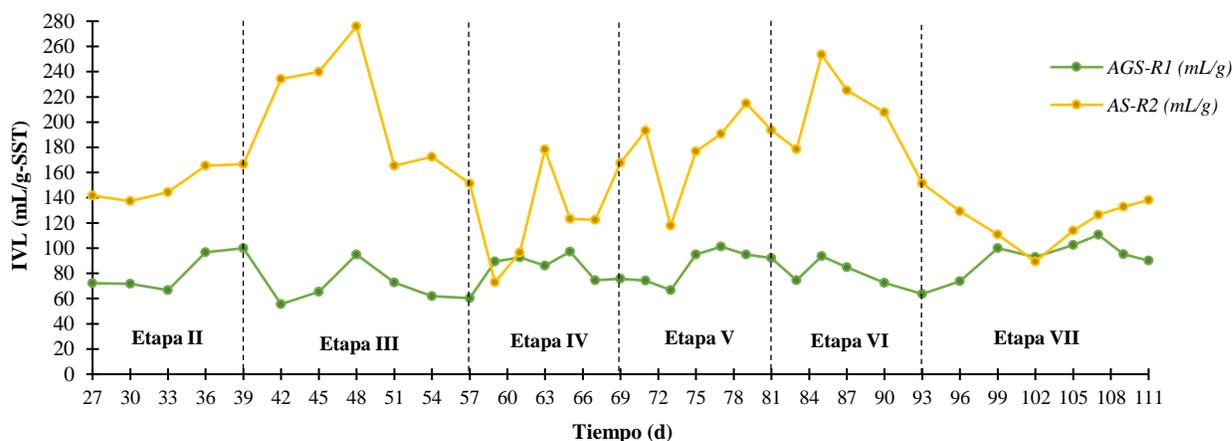


Figura 18. Comparativa en la capacidad de sedimentación en el sistema AGS-R1 y AS-R2 durante la aplicación de la matriz experimental.

A pesar del estrés generado a la biomasa, el IVL promedio de los AGS en los primeros 93 días de operación fue de 75 ± 12.5 mL/g-SST, manteniendo una estructura compacta y un tamaño mayor (>1 mm) bajo una RIV $\geq 67\%$ y una TA = 2.5 L/min. De hecho, se ha reportado que los AGS de mayor tamaño (3.67 ± 0.14 mm), han alcanzado un IVL de hasta 31 ± 3 mL/g-SST cuando se aplica una RIV mayor al 67% (Z. W. Wang et al., 2006). Además, con un tamaño promedio de gránulo de 1.4 mm se han logrado AGS con una estructura compacta, IVL promedio de 63 mL/g-SST y velocidades de sedimentación de hasta 9 m/h (Abouhend et al., 2018). En esta tesis, la máxima capacidad de sedimentación obtenida en el sistema AGS fue de 56 mL/g-SST, que se dio del día 48 al 57 (etapa III) bajo una configuración operativa de TC, RIV y TA igual a 72 h, 75% y 3.5 L/min, respectivamente. Sin embargo, el sistema AS logró su mejor capacidad de sedimentación hasta los días 58-62 (80 mL/g-SST) con una configuración de TC = 48h; RIV = 67%; TA = 3.5 L/min. Por lo tanto, ambos sistemas tuvieron una mejor sedimentación de la biomasa cuando el TRH y la RIV aumentaban. La variación en la configuración de TA fue influenciada por el tipo de AR tratada en el ciclo operativo.

El comportamiento del IVL está fuertemente relacionado con el aumento o la disminución de la productividad de la biomasa durante el período de operación. La Figura 19 muestra la variabilidad del comportamiento del IVL en función de la concentración de los SSLM presente en el sistema AGS. El comportamiento del IVL está íntimamente relacionado con la productividad o disminución de la biomasa durante el periodo de operación. Cuando la productividad de la biomasa aumenta, el valor del IVL mejora y viceversa. Esto último se debe a que el IVL cuantifica el volumen (mL) ocupado por un gramo de sólidos suspendidos en el licor mezclado. Por lo tanto, es importante mantener la concentración de SSLM dentro de un rango establecido para evitar la sedimentación del lodo en el reactor durante la fase de reacción.

Estudios recientes han establecido que cuando la productividad de la biomasa aumenta, el valor del IVL mejora y viceversa. Por lo tanto, se recomienda mantener una concentración de SSLM de 3,500 a 5,000 mg/L (Ferrara-Giner & Ramírez, 2013) para mejorar las propiedades de sedimentación de los AGS y evitar el asentamiento de los lodos en el reactor durante la fase de reacción. La concentración promedio de SSLM durante las configuraciones de operación en este proyecto fue de 4,625 mg-SST/L; sin embargo, en el día 61, la concentración de SSLM disminuyó a 3,240 mg-SST/L, probablemente por el tipo AR de alimentación (automotriz), lo que ocasionó un IVL de 90 mL/g-SST. Posteriormente, la concentración de SSLM aumentó a 4,320 mg-SST/L y el IVL disminuyó a 75 mL/g-SST en el día 71. Esta recuperación se debió en parte al cambio en las características de las AR de alimentación (de las automotrices a las alimentarias/municipales), así como al aumento del RIV de 67% a 75% al inicio de la etapa V.

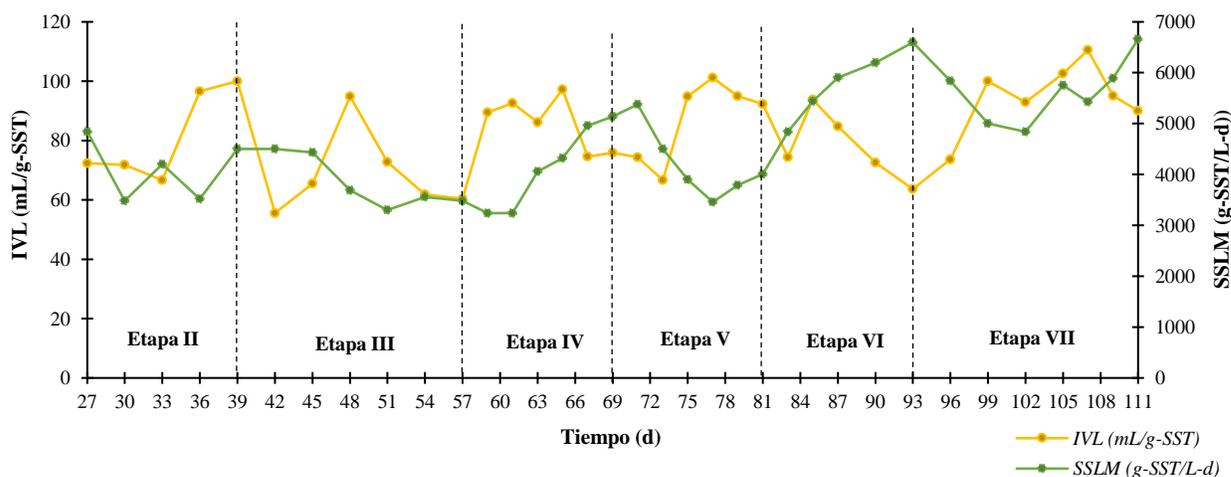


Figura 19. Variabilidad del IVL y de los SSLM en el sistema AGS durante las etapas operativas

En este sentido, el rango de concentración de SSLM en el sistema AGS estuvo entre 3,200 y 6,600 mg-SST/L. Sin embargo, en los primeros 87 días, los SSLM medidos estaban por debajo de 5,200 mg-SST/L, lo que promovió una alta capacidad de sedimentación en el sistema AGS. Este parámetro también se vio influenciado por la geometría del reactor, la densidad del líquido y la composición del AR. Finalmente, las condiciones operativas aplicadas a los sistemas afectan en mayor medida sobre el crecimiento de la biomasa microbiana y en el desempeño general del sistema. Sin embargo, es importante realizar una evaluación más detallada sobre la capacidad de sedimentación en función de la productividad de biomasa, el efecto del bulking filamentoso y las poblaciones adaptadas a las condiciones operativas del sistema.

5.4.1. Velocidad de sedimentación de los agregados en el sistema AGS

La velocidad de sedimentación de los gránulos se comparó respecto al índice volumétrico del lodo medido a través del periodo de operación del sistema AGS (Figura 20). Como se mencionó, se tuvieron valores de IVL promedio de 83 mL/g-SST lo cual indicó una excelente capacidad de sedimentación. Esto último contribuyó a altas velocidades de asentamiento de los gránulos, los cuales oscilaron entre 21.52 m/h a 74.6 m/h. Estas velocidades alcanzadas fueron gracias a la alta integridad y compacidad de la biomasa, lo cual le otorgó una alta densidad a los AGS. Se observó que, a pesar de los cambios morfológicos ocurridos y las modificaciones en las poblaciones microbianas de los AGS, se mantuvieron altos valores de solidez y excentricidad, lo cual dio como resultado bajos valores de convexidad, ayudando a conservar altas velocidades de asentamiento.

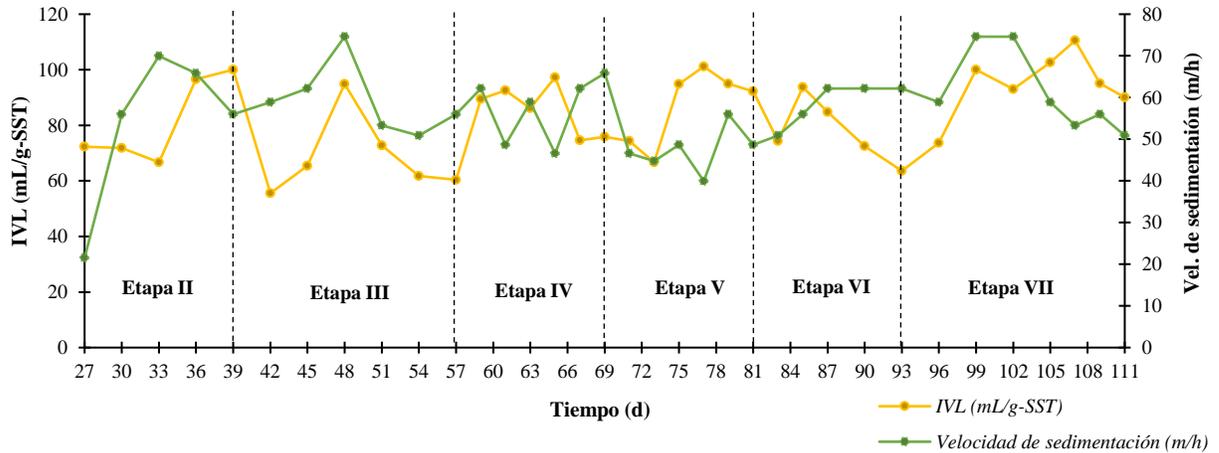


Figura 20. Velocidad de sedimentación y valor del IVL de los AGS durante el periodo de operación

También se analizó que el comportamiento en la velocidad de sedimentación estuvo fuertemente ligada a la temperatura del sistema AGS (Figura 21). Se encontró que con el aumento progresivo de la temperatura la velocidad de sedimentación también aumentó. Esto último debido a que la viscosidad del líquido disminuye y permite que los gránulos se desplacen más fácilmente a través del medio, ayudando a alcanzar un mayor deslizamiento durante la sedimentación de los gránulos.

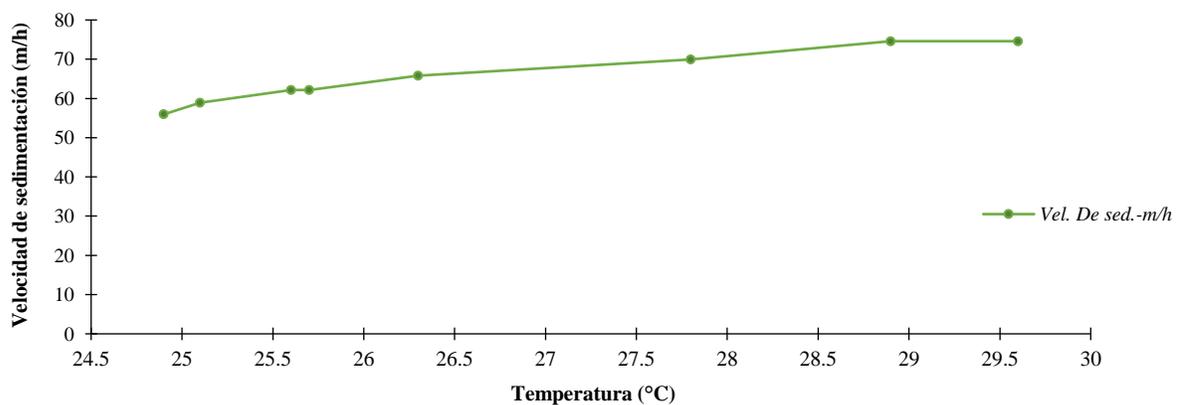


Figura 21. Velocidad de sedimentación de los AGS en función de la temperatura

Autores como (Winkler et al., 2012) evaluaron los efectos de la temperatura y las concentraciones de sal en las velocidades de sedimentación de AGS. Observaron una velocidad de sedimentación dos veces menor para los mismos gránulos cuando la temperatura del agua disminuyó de 40°C a 5°C. Las velocidades de sedimentación también disminuyeron al aumentar las concentraciones de sal. Los autores sugieren que la temperatura y la concentración de sal son parámetros importantes a tener en cuenta en el diseño, la puesta en marcha y el funcionamiento de los reactores de lodos granulares. Por otro lado (Tassew et al., 2019) establecieron un método que utiliza el análisis de imágenes microscópicas y el factor de forma como herramienta para determinar la distribución de tamaño y la velocidad de sedimentación de los AGS. Mostraron que había una buena concordancia entre los valores teóricos y experimentales de la velocidad media de sedimentación.

5.5. Caracterización cualitativa de las muestras de AR mezcladas

Durante la aplicación de las combinaciones operativas en los sistemas biológicos, se tomaron muestras simples del influente que llegaron a la PTAR cada 48 y 72 horas para la alimentación de los reactores. Las muestras fueron caracterizadas de acuerdo al color percibido durante la toma de muestra. La Figura 22 presenta los diferentes tipos de influentes industriales y/o municipales predominantes con los que se alimentó a los sistemas biológicos al final de cada ciclo durante el periodo de operación. De las muestras, se observó que las fuentes predominantes de AR de origen industrial pertenecieron al sector automotriz, farmacéutico y alimentario. La proporción de AR industrial/municipal contenida en las muestras fue de alrededor 60/40. Esta proporción en el volumen del influente también afectó a las características morfológicas y a la estabilidad estructural de los gránulos aerobios. Las muestras recolectadas tuvieron una variación en la concentración de DQO que osciló de 800 hasta 5,000 mg DQO/L. Esta amplia variabilidad en la concentración de la carga orgánica estuvo en función del volumen de descarga municipal mezclada con el tipo de agua industrial proveniente en el día específico. Los cambios morfológicos más severos de los gránulos se produjeron cuando el sistema fue alimentado con AR de la industria automotriz y farmacéutica durante las combinaciones operativas de las etapas V y VI.

El tipo de influente predominante de cada combinación, la concentración de sustancias tóxicas y recalcitrantes presentes y las propiedades microbianas desarrolladas en cada sistema biológico en estudio fueron determinantes en el desempeño de remoción y el funcionamiento general de los sistemas. Por ejemplo, la industria automotriz tuvo predominancia en el 31% de las muestras recolectadas, las cuales presentaron las mayores concentraciones de MO (de 1,420 a 4,938 mg DQO/L). En este sentido, el sistema AGS logró una eficiencia promedio de DQO del 94.5% durante el tratamiento de este tipo de AR; mientras que el sistema AS obtuvo una eficiencia sólo del 87.6%. Las AR automotrices estaban mezcladas en su mayoría con aguas municipales y alimentarias. La Tabla 13 muestra la eficiencia de remoción de DQO y DBO₅ promedio obtenida para cada tipo de AR con la que se alimentó al sistema durante el periodo en que se aplicaron las condiciones operativas.

Tabla 13. Remoción promedio de DQO y DBO₅ obtenido de acuerdo al tipo de AR tratada

Aguas residuales	Remoción de contaminantes (%)			
	AGS		AS	
	<i>DQO</i>	<i>DBO₅</i>	<i>DQO</i>	<i>DBO₅</i>
Municipal	92.1	98.2	91.5	97.1
Farmacéutica	90.4	98.3	81.6	96.9
Automotriz	94.5	98.04	87.6	94.5
Alimentaria	93.8	98.2	90.9	96.7

Por otra parte, las AR con menores concentraciones fueron de la fuente farmacéutica (de 839 a 2,630 mg DQO/L), las cuales representaron el 17% del total. Este tipo de AR dentro del sistema AGS tuvieron una eficiencia de remoción promedio de DQO del 90.4%, mientras que el sistema AS tuvo en promedio una eficiencia de remoción de DQO del 81.6%. De hecho, este tipo de AR tuvo en promedio la menor eficiencia de remoción en ambos sistemas biológicos. Adicionalmente, las AR de origen mayormente alimentaria obtuvieron una eficiencia de remoción promedio en el sistema AGS y AS de 93.8% y 90.9%, respectivamente. Por lo tanto, es probable que la gran variabilidad en las características complejas de las muestras de AR con las que se alimentó a los sistemas generó estrés e inestabilidad en el crecimiento y propiedades de las poblaciones microbianas encargadas de la productividad de biomasa, estabilidad del medio, capacidades de remoción y sedimentación.

Específicamente para el sistema AGS, esta variabilidad en las concentraciones y en la relación de volumen de AR industrial/municipal presente en las muestras afectaron las características morfológicas y la estabilidad de los gránulos. Durante el periodo de operación de la matriz se observó que los cambios morfológicos más severos ocurridos en los gránulos se presentaron cuando el sistema fue alimentado con AR automotriz y farmacéutica. En los primeros 2-3 días, una parte del gránulo se desintegró para recuperarse en los siguientes 5 días. Para el sexto día, los gránulos recuperaron la estabilidad, aunque su morfología fue alterada. Además, en el sistema AS en cada cambio en la configuración operativa se generaba una mayor cantidad de flóculos en suspensión ocasionado por el estrés a que las bacterias eran sometidas.

En este sentido, además de evaluar el desempeño del sistema en función de la combinación operativa aplicada, es importante considerar el monitoreo integral sobre la caracterización de la muestra de AR industrial tomada en el día específico (procedencia específica, tasa de carga orgánica, volumen de descarga de cada fuente). Para este estudio, la muestra fue tomada de manera puntual a la misma hora los días de alimentación a los reactores. Sin embargo, debido a la complejidad de las descargas de AR es recomendable recolectar una muestra compuesta.

Mes	FEBRERO						Marzo							
Día	21	24	27	2	5	8	11	14	17	20	23	26	28	30
Periodo de operación	0	3	6	9	12	15	18	21	24	27	30	32	34	36
Muestra de agua residual														
Fuente predominante	Municipal/ Automotriz	Automotriz/ Municipal	Automotriz/ Municipal	Farmacéutica	Automotriz	Automotriz	Alimentaria	Farmacéutica /Alimentaria	Alimentaria	Municipal	Municipal	Farmacéutica /municipal	Automotriz	Farmacéutica /Automotriz
Concentración de MO (mg/L)	2855	3084	2386	2630	2077	4938	1976	1948	1750	1342	1784	1484	1420	2236

Mes	Abril													
Día	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	23	25	28
Periodo de operación	38	40	42	44	46	48	50	52	54	56	58	60	63	66
Muestra de agua residual														
Fuente predominante	Alimentaria	Municipal	Municipal	Municipal/ Alimentaria	Automotriz/ Municipal	Municipal	Automotriz	Farmacéutica /Automotriz	Automotriz/ Municipal	Alimentaria	Alimentaria/ Automotriz	Alimentaria/ Automotriz	Municipal	Municipal
Concentración de MO (mg/L)	2091	1647	2080	1681	1393	1074	2191	1334	3052	1945	1813	3764	2174	1367

Mes	Mayo						
Día	1	4	7	10	13	15	17
Periodo de operación	69	72	75	78	81	83	85
Muestra de agua residual							
Fuente predominante	Farmacéutica	Municipal	Alimentaria/ Municipal	Alimentaria	Alimentaria/ Farmacéutica	Farmacéutica	Municipal
Concentración de MO (mg/L)	839	1699	1547	1954	1907	1322	1475

Figura 22. Caracterización del influente durante el periodo de operación de la matriz experimental

5.6. Desempeño en la remoción de contaminantes en los sistemas biológicos

La remoción efectiva de contaminantes orgánicos durante el tratamiento de AR es uno de los objetivos primordiales en cualquier proceso biológico. El rendimiento en los tratamientos de AR se mide a través de diversos parámetros de calidad regidos por normas oficiales establecidas. Por lo tanto, en esta tesis los parámetros de calidad monitoreados fueron la DQO, DBO₅, y los nutrientes (NTK, NO₂⁻, NO₃⁻ y PT). Los resultados obtenidos fueron representados en eficiencia de remoción (%) y capacidad de remoción (mg rem/L).

5.6.1. Eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅

La DQO y DBO₅ son de los parámetros más importantes en la evaluación y seguimiento de la calidad del agua. Estos parámetros son los principales índices utilizados para evaluar la demanda de oxígeno en el AR. Por lo tanto, ambos parámetros fueron monitoreados a lo largo de todo el estudio con el fin de monitorear la cantidad de compuestos orgánicos biodegradables y la cantidad total de MO presente en las AR. La Figura 23 muestra una comparativa de la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅ entre el sistema AGS y AS durante las etapas donde se llevaron a cabo las combinaciones operativas en el estudio. En todas las etapas, el sistema AGS mostró una alta eficiencia para la remoción de DQO mayor al 90% y de DBO₅ mayor al 98%, a pesar de que la relación DBO/DQO varió de 0.2 hasta 0.6. Esta alta variabilidad en la relación DBO/DQO se debió principalmente al tipo de procedencia de las AR con las que se alimentó a los sistemas. Sin embargo, la alta eficiencia posiblemente se debió a que la concentración de OD en el sistema AGS fue superior a 0.0035 Kg O₂/m³·d durante toda la operación logrando la concentración de oxígeno necesaria para la oxidación de la MO.

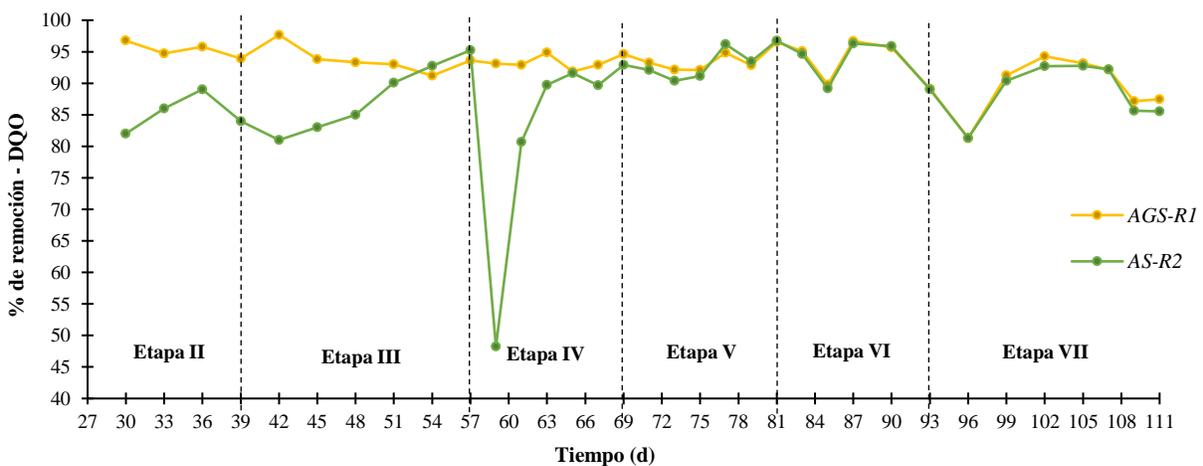
Por ejemplo, las AR de origen automotriz tuvieron la menor relación DBO/DQO de 0.31 en promedio, sin embargo, la eficiencia de remoción promedio de este tipo de AR en el sistema AGS fue del 94.5%, la cual fue la mayor eficiencia de remoción obtenida entre los tipos de AR identificados bajo este sistema. Contrariamente, las AR municipales tuvieron una relación promedio de DBO/DQO de 0.47, sin embargo, la eficiencia promedio obtenida del sistema fue de 92%. Esta eficiencia estimada en los diferentes tipos de AR dependió también de influentes mezclados en menor porcentaje y con diversas procedencias (farmacéutica, alimentaria, etc.), lo cual pudo beneficiar o perjudicar el desempeño de remoción de los microorganismos encargados

de la degradación de la MO. Algunos estudios han reportado altas tasas de remoción de DQO de hasta el 92.4% durante el tratamiento de influentes farmacéuticos sintéticos utilizando AGS en condiciones estables (X. Chun Wang et al., 2016). Sin embargo, la investigación sobre AR farmacéuticas reales utilizando sistemas AGS es limitada. Además, durante la búsqueda exhaustiva realizada en la literatura no se encontraron investigaciones sobre el rendimiento de los sistemas AGS para el tratamiento de AR procedente de la industria automotriz.

Por otra parte, el sistema AS tuvo una remoción de DQO y DBO₅ promedio de 88% y 96%, respectivamente. La mejor eficiencia la obtuvo durante el tratamiento de AR municipales la cual fue del 92% en promedio. Sin embargo, las AR automotrices y farmacéuticas tuvieron una eficiencia de remoción promedio de 88% y 82%, respectivamente. En este sentido, el sistema AGS tuvo un porcentaje de eficiencia promedio mayor en las AR automotrices y farmacéuticas de 6% y 8%, respectivamente. Esto último indicó que había sustancias de difícil degradación en el medio, presentes en varios ciclos de operación a lo largo del periodo total que afectaron negativamente al sistema AS durante el tratamiento de la MO.

La eficiencia de remoción de DQO del sistema AGS no fue tan significativa en comparación con el sistema AS. El sistema AGS tuvo una mayor eficiencia promedio de sólo el 5% que el sistema AS. Sin embargo, se observó que el sistema AGS tiene un mejor desempeño en la remoción de AR industriales de hasta 10%.

(a)



(b)

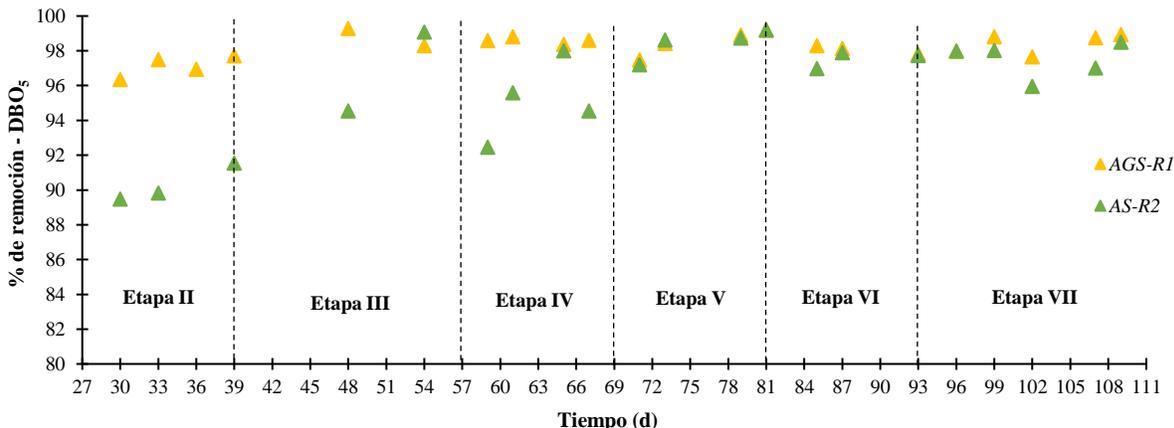


Figura 23. Comparativa de eficiencia de remoción en los sistemas AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación. (a): DQO; (b): DBO₅

A pesar de que no hubo una diferencia significativa en la eficiencia de remoción de la MO bajo las diferentes combinaciones operativas aplicadas, se pudo observar que bajo la configuración donde TC= 48 h; RIV = 50%; TA = 3.5 L/min; tanto en el sistema AS como en el sistema AGS hubo una disminución de la eficiencia de 89% a 81%. Este menor rendimiento se debió al cambio de tipo de AR con la que alimentó a los sistemas (de AR municipal a AR farmacéutica), además de la inestabilidad ocasionada a los organismos con el cambio aplicado en las condiciones operativas en el día 83. Esto también pudo modificar la relación C/N presente en el sistema, la cual influye de manera importante sobre la estructura y funcionalidad de los AGS (L. Wang, Yu, et al., 2020). Específicamente en el caso del sistema AS, con el cambio de configuración aplicado en el día 57, el sistema sufrió un estrés que ocasionó un bulking filamentoso en la biomasa debido a la reducción del TC y la RIV, en consecuencia, la eficiencia de remoción se redujo un 47%. Sin embargo, después de 6 días el sistema se estabilizó alcanzando una eficiencia para el día 63 del 89%.

El comportamiento de la DBO₅ en los sistemas en estudio durante el periodo de operación fue similar que el de la DQO. Finalmente, después del día 59, el sistema AGS y AS tuvieron un comportamiento similar en cuanto a la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅. Esto fue debido a que ambos sistemas tuvieron una concentración de OD superior a 0.004 Kg O₂/m³·d logrando la concentración de oxígeno necesaria para la descomposición de los compuestos.

Por otra parte, las AR con menores concentraciones fueron de fuente farmacéutica (de 839 a 2,630 mg DQO/L), que representaron el 20% del total de las muestras recolectadas. Las muestras de procedencia farmacéutica tuvieron una eficiencia de remoción promedio de DQO de 90%. Adicionalmente, la eficiencia de las aguas residuales de origen mayormente alimentaria obtuvieron una eficiencia promedio de remoción de 93%.

Estudios previos han evaluado el rendimiento de los sistemas AGS-SBR para el tratamiento de AR sintéticas (Amorim et al., 2016). Observaron que cuando se cambiaron AR municipales por AR con compuestos farmacéuticos, la remoción de DQO disminuyó hasta un 57%. Estos resultados se obtuvieron en condiciones de funcionamiento en las que el RIV, TA y TC fueron del 40%, 4 L/min (o dm^3/min) y 6 h, respectivamente. Sin embargo, antes de la agregación de los productos farmacéuticos, la eficacia de remoción de DQO fue alrededor del 90%. Asimismo, las eficiencias de remoción de DQO obtenidas pueden considerarse acordes con varias referencias encontradas en la bibliografía para la remoción de DQO esperada de AGS estables y maduros (Tabla 5). Se confirmó que cuando se alcanza una concentración de $\text{OD} \geq 0.002 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$, el sistema AGS es capaz de obtener eficiencias de DQO superiores al 85% tanto en AR municipales como industriales, con una excelente relación de separación sólido/líquido. En este sentido, la gran variabilidad de las AR presentes en el influente afecta al rendimiento del sistema AGS ya que contienen altas concentraciones de contaminantes orgánicos y una compleja variedad de sustancias industriales que pueden modificar la selección y las propiedades bacterianas encargadas de remover la MO (Ouyang et al., 2019).

5.6.2. Remoción de DQO y DBO_5 en los sistemas biológicos para cumplimiento de la norma

Los parámetros de DQO y DBO_5 también fueron evaluados en cuanto a la capacidad de remoción de la biomasa. La Figura 24 muestra la comparativa en la capacidad de remoción de la DQO entre el sistema AGS y AS a lo largo del periodo de operación. La DQO del influente varió entre 1,300 y 5,000 mg DQO/L, el cual estuvo en función del tipo de AR recolectada en cada ciclo. La capacidad de remoción PM de DQO del sistema AGS (monitoreada de febrero a mayo) estuvo entre 113 y 147 mg DQO/L. Estos valores cumplieron con los LMP de la nueva norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 para MO de 150 mg DQO/L. Sin embargo, la mayor

capacidad de remoción de DQO obtenido en el sistema AGS fue a los 75 días de operación, con una concentración a la salida de 85 mg DQO/L. Esta concentración de DQO a la salida se obtuvo bajo una configuración de TC = 48 h; RIV = 75%; TA = 2.5 L/min. Incluso en el sistema AS también se obtuvo la mejor capacidad de remoción bajo la misma configuración con una remoción a la salida de 89 mg DQO/L en el día 77.

Las concentraciones PM a la salida del efluente en el sistema AS varió entre 129 y 251 mg DQO/L. Sólo el mes de abril cumplió con el LMP de la norma (129 mg DQO/L). Esto último se debió a que las AR con las que se alimentó en ese mes fueron en su mayoría AR municipales mezcladas con AR automotrices o alimentarias. No se recolectó ninguna muestra de AR farmacéuticas durante ese mes en específico. De hecho, abril también fue de las mejores capacidades de remoción en el sistema AGS con un PM de 119 mg DQO/L.

En este sentido, el sistema AGS logró cumplir con los LMP de la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021 durante todo el periodo de operación a pesar de la alta variabilidad en las características de las muestras de AR con las que se alimentó al sistema. Sin embargo, el sistema AS necesita de un proceso adicional (cloración o OAP) para asegurar el cumplimiento del LMP en cuanto a DQO, ya que este sistema logró cumplir la norma sólo cuando las AR alimentadas fueron de procedencia municipal.

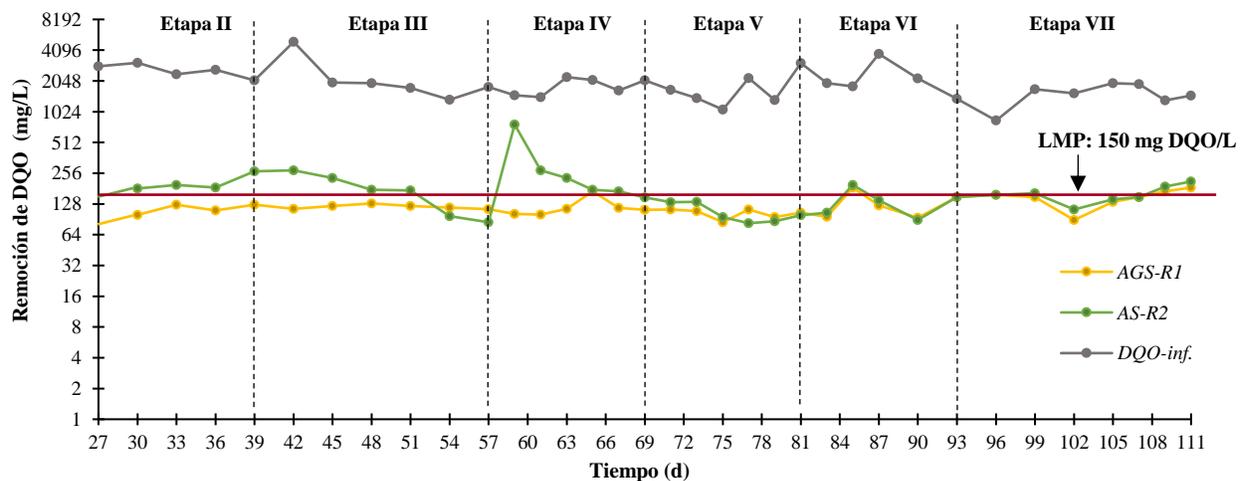


Figura 24. Comparativa de la capacidad de remoción de DQO del sistema AGS-R1 y AS-R2 a lo largo del periodo de operación

Escala del eje-Y: Logaritmo en base 2 (\log_2)

Por otra parte, la Figura 25 muestra la comparativa en la capacidad de remoción de la DBO₅ entre el sistema AGS y AS durante el periodo de operación. El rango de concentración de la DBO₅ del influente estuvo entre 550 y 930 mg DBO₅/L. Sin embargo, la remoción PM de DBO₅ a la salida en el sistema AGS y AS estuvo por debajo de 18 y 64 mg DBO₅/L, respectivamente. A pesar de que los dos sistemas tuvieron buenas capacidades de remoción de DBO₅, el sistema AGS tuvo una menor concentración promedio de DBO₅ a la salida de hasta 15 mg DBO₅/L que el sistema AS.

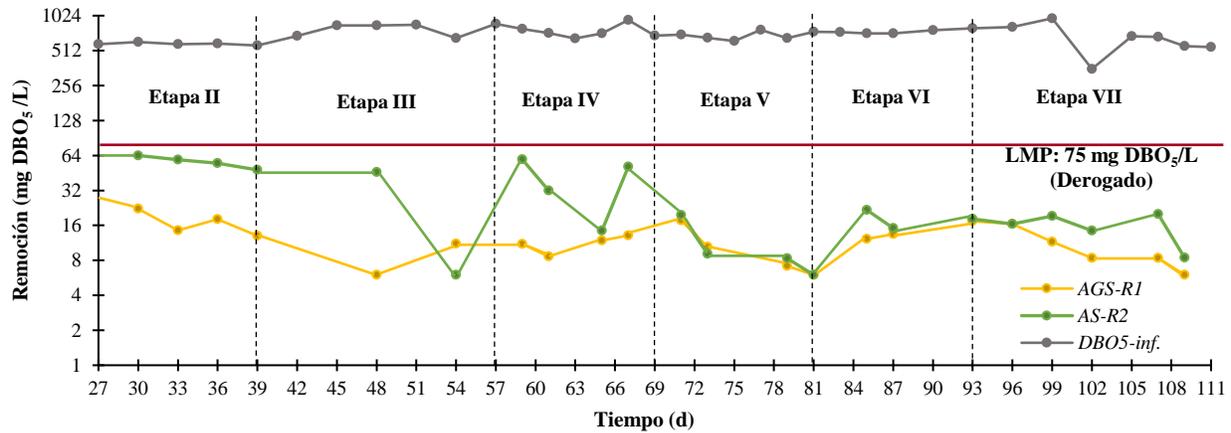


Figura 25. Comparativa de la capacidad de remoción de DBO₅ del sistema AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación

Escala del eje-Y: Logaritmo en base 2 ($\log_2 n$)

Aunque el sistema AS tuvo buen desempeño en la remoción de DBO₅, el cual se mantuvo por debajo del LMP establecido en la antigua NOM-001-SEMARNAT-1996 (75 mg DBO₅/L) con un PM máximo de 64 mg DBO₅/L, el sistema de lodos activados convencional no asegura el LPM para el cumplimiento de la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021 en cuanto a remoción de DQO para descargas en ríos, arroyos, canales y/o drenes, considerando las características de las AR urbanas que se tratan en la zona de estudio (LMP de DQO = 150 mg DQO/L). En contraste el sistema AGS logró cumplir con la nueva norma durante todo el tiempo de operación a pesar de alta variabilidad en las características de las AR utilizadas.

5.6.3. Eficiencia de remoción de nutrientes

Aunque trabajos previos han reportado el buen desempeño que tienen los sistemas AGS para la remoción de MO, con una eficiencia de remoción de DQO mayor al 85%, usualmente la remoción de nutrientes reportada usando el proceso AGS tiene una alta variabilidad cuando se modifican las condiciones operativas. Por otra parte, los sistemas AS han reportado eficiencias de remoción de hasta 80%, sin embargo, estas eficiencias fueron logradas por la instalación de dos o más tanques donde se realizó la SND en diferentes etapas del proceso. Esto último permite al sistema AS una remoción de nutrientes competitiva con otros sistemas, aunque encarece el proceso, aumenta el TRH y requiere una mayor área superficial para la instalación de los tanques. La Figura 26 representa el comportamiento en la eficiencia de remoción de NTK del sistema AGS y AS durante los 84 días de operación de la matriz experimental. Durante este periodo, los rangos de eficiencia registrados en el sistema AGS fue de 55% a 87%, mientras que en el sistema AS osciló entre 47% y 82%. En promedio, el sistema AGS alcanzó una eficiencia de remoción de NTK de 68%, mientras que en el sistema AS fue de sólo 60% (en los ciclos monitoreados). La disminución de NTK en los sistemas biológicos se debió principalmente a la síntesis celular y a la nitrificación. Sin embargo, la reacción simultánea de nitrificación-desnitrificación dada en el sistema AGS posiblemente también contribuyó a la remoción de NTK, ya que investigaciones anteriores sobre el análisis de la comunidad microbiana de los lodos granulares han indicado la presencia de bacterias nitrificantes y desnitrificantes (D. Gao et al., 2011). La remoción de P se debió principalmente a la síntesis celular y a la adsorción de biomasa.

Tanto en el sistema AGS como en el sistema AS, las AR de procedencia automotriz tuvieron una mejor eficiencia de remoción de NTK del 74% y 65%, respectivamente. Por el contrario, las AR farmacéuticas fueron las de menor eficiencia con 62% y 53%, respectivamente. Prácticamente en todas las combinaciones operativas se obtuvieron ciclos donde la eficiencia fue mayor al 75% y luego disminuyó a menos del 70% o viceversa (a excepción de la configuración RIV = 67%; TC= 72 h; TA = 2.5 L/min donde la eficiencia cayó entre 50% y 60%). Lo anterior se debió a que la variabilidad en la eficiencia en ambos sistemas dependió en gran medida del tipo de AR alimentada en el ciclo específico. Además de los efectos microbianos y de estabilidad ocasionados por las configuraciones operativas aplicadas. En el caso del sistema AGS, además de las características de las AR de alimentación y de los frecuentes cambios morfológicos del AGS ocurridos a lo largo de la operación, las estrategias que incluyeron un TC de 72 h y una TA de 3.5 L/min promovieron

un medio con altas concentraciones de OD ($>0.0055 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$), lo cual afectó negativamente al desempeño de remoción de NTK y PT en las etapas II, III y VII.

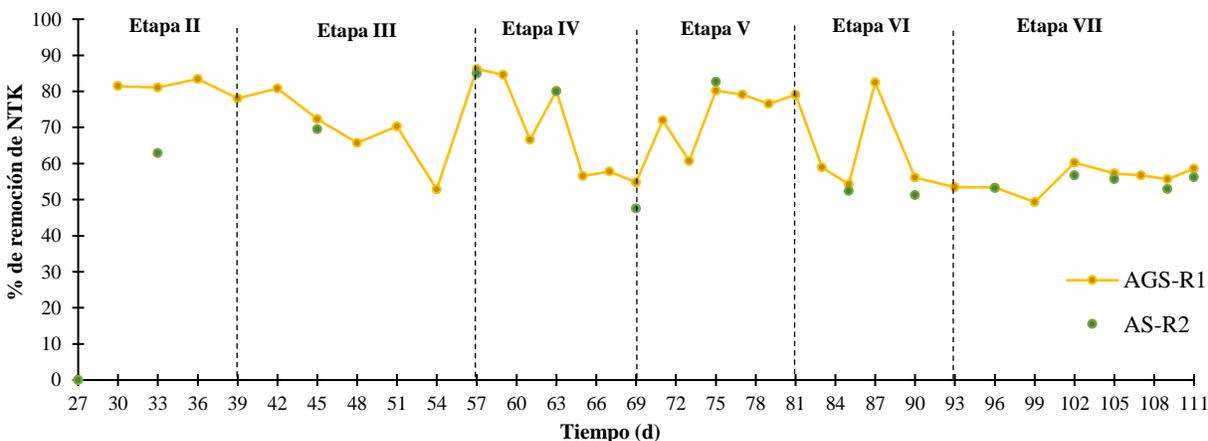


Figura 26. Comparativa de eficiencia de remoción de NTK en AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación.

Para la remoción promedio de PT, el sistema AGS apenas alcanzó el 41% mientras que en el sistema AS fue de 29% (ver Figura 27). Además, los rangos de eficiencia fueron del 17% al 56% para AGS y del 12% al 45% para el sistema AS. La Figura 27 muestra que estos rangos de eficiencia (al igual que en los parámetros anteriores) dependieron de la configuración operativa, el tipo de AR con que fue alimentado el sistema y de las nuevas características morfológicas obtenidas con cada ciclo operativo modificado. Específicamente en el sistema AGS, la baja eficiencia de remoción del PT también se debe en parte, a las altas concentraciones de OD generadas. Es bien sabido que cuando el sistema AGS se expone a un OD excesivamente alto, genera una zona aerobia más amplia dentro del gránulo, lo que limita el desarrollo adecuado de las zonas anóxicas/anaerobias (L. Liu et al., 2017). Estas propiedades otorgadas al AGS impiden el crecimiento de las bacterias desnitrificantes responsables de la remoción de NO_3^- y de los PAOs responsables de la degradación de P. Estos organismos se ven inhibidos ya que necesitan tiempos de residencia relativamente altos y bajas concentraciones de OD para su desarrollo (D. Li et al., 2016; Wilén et al., 2018). Además, se ha reportado que los AGS más grandes y las bajas concentraciones de OD pueden formar una zona más anóxica en los AGS, proporcionando una mayor área disponible para las bacterias desnitrificantes (L. Wang, Zhan, et al., 2020). En el caso

del sistema AS, es necesario incluir un tanque adicional en condiciones anóxicas/anaerobias que permitan el adecuado crecimiento de los PAOs para la mejora en la eficiencia de remoción de PT.

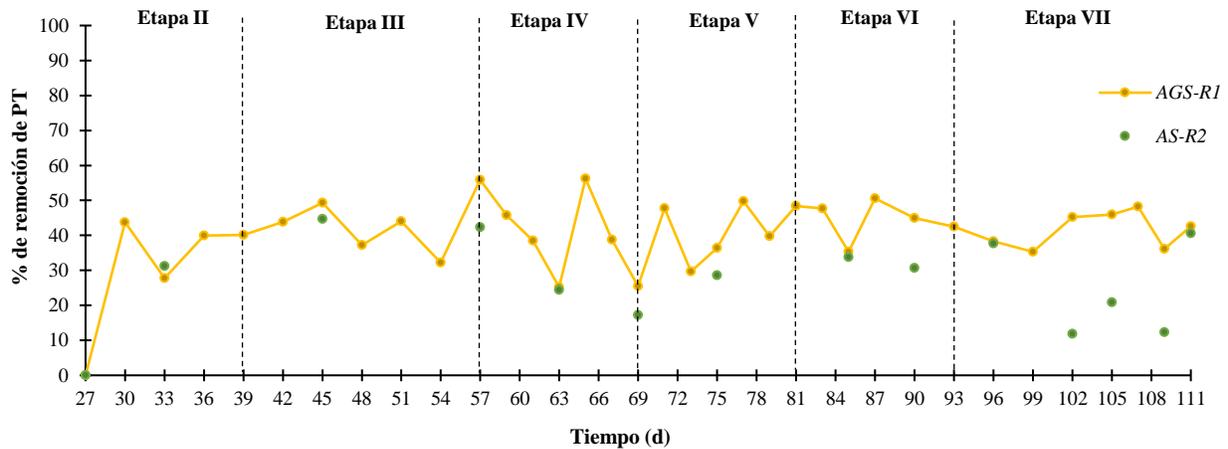


Figura 27. Comparativa de eficiencia de remoción de PT en AGS-R1 y AS-R2 durante el periodo de operación.

Los gránulos formados en el sistema AGS fueron de tamaño pequeño a mediano (± 1.2 mm), los cuales estuvieron expuestos a una alta concentración de oxígeno en el medio lo que promovió una superficie principalmente aerobia. Esto último favoreció la nitrificación por parte de N, llevada a cabo por el abundante desarrollo de bacterias nitrificantes como las bacterias oxidantes del amoníaco y las bacterias oxidantes del nitrito (AOB y NOB por sus siglas en inglés), promovido por una zona aerobia más amplia hacia el interior del AGS. En consecuencia, aunque se aplicaron altos valores de TC al sistema AGS, los altos niveles de la TA suministrada impidieron la generación de condiciones anóxicas/anaeróbicas adecuadas para el crecimiento microbiano responsable de la remoción de nitratos y P. En este sentido, la alta eficiencia de remoción de NTK en comparación con el PT se debió a una muy buena nitrificación gracias a la amplia presencia de la fase aerobia dentro de los gránulos, sin embargo, la fase anóxica limitada, no logró una adecuada desnitrificación debido a un pobre crecimiento de las bacterias desnitrificantes. Lo anterior se puede corroborar con las concentraciones de NO_2^- y NO_3^- obtenidas en las mediciones experimentales (ver anexo AI). El sistema AGS en este estudio trabajó bajo el modo anaerobio/óxico (A/O) donde la etapa óxica fue de más del 90% del TC bajo velocidades de aireación altas en algunas configuraciones aplicadas.

Por otro lado, también se ha indicado que el control de la relación DQO/N es esencial para asegurar un contenido de N suficiente para el metabolismo de los microorganismos heterótrofos. (Yin et al., 2019) mostraron que cuando la relación DQO/N era de 100/5, parte del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ era oxidado a $\text{NO}_2^-\text{-N}$ y posteriormente a $\text{NO}_3^-\text{-N}$ por las bacterias nitrificantes autotróficas. Sin embargo, el $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ y $\text{NO}_3^-\text{-N}$ persistieron en el efluente, lo que pudo deberse al lavado de las bacterias nitrificantes autótrofas causado por la competencia por el espacio entre las bacterias heterótrofas y las nitrificantes. Esto podría haber dado lugar a un crecimiento limitado de las bacterias nitrificantes autótrofas en la zona aerobia del AGS, lo que impidió el proceso de nitrificación por completo durante la etapa de reacción. Prácticamente, la concentración de NTK medida a la salida del proceso AGS estaba en forma de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ y $\text{NH}_4^+\text{-N}$, que constituían más del 97% de la concentración total. En este sentido, la competencia entre las bacterias heterótrofas y nitrificantes dio lugar a una elevada disminución de las bacterias nitrificantes de la zona aerobia, y por tanto, a una menor eficiencia de remoción de TKN. Por lo tanto, es necesario estudiar aún más el comportamiento del proceso AGS cuando los modos de operación A/O son modificados en función de las velocidades de operación aplicadas. Esto con el fin de observar las propiedades de cada capa del gránulo y establecer el mejor mecanismo operativo de acuerdo a las características de las AR tratadas.

5.6.4. Capacidad de cumplimiento de la norma para remoción de nutrientes

La evaluación en la remoción de nutrientes en cuanto a su concentración de NT y PT a la salida del sistema estuvo en función del PM establecido en la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021. Esta norma establece un PM para NT = 25 mg/L y PT = 15 mg/L. Debido a la alta variabilidad en el comportamiento de ambos sistemas, la capacidad de degradación de estos contaminantes se vio afectada. La Figura 28 muestra la capacidad de remoción de NTK del sistema AGS y AS durante el periodo de operación. El PM de los sistemas en estudio durante el periodo de operación evaluado fue a partir del 1ro de marzo y hasta el 17 de mayo del 2022. Durante ese periodo, el PM en la concentración de NTK a la salida del sistema AGS fue de 24.3 ± 0.5 , aunque el rango monitoreado durante el periodo operativo estuvo entre 9 mg NTK/L y 37 mg NTK/L.

A pesar de que el sistema AGS durante este periodo cumplió con el LMP establecido para la descarga de NT, la concentración obtenida estuvo en el límite permisible para la norma, lo cual no

asegura un cumplimiento constante para este parámetro. Esto último se debe a que la capacidad de remoción en un mes en específico depende en gran medida del gasto y tipo de AR predominante en las descargas durante ese mes, así como de la eficiencia de desempeño del tratamiento previo al proceso AGS. Por ejemplo, se observó que las AR que contenían predominancia de origen alimentario fueron las que tuvieron una mayor concentración de NT a la salida del sistema (25.9 mg NTK/L), mientras que en las AR farmacéuticas fue de 22.7 mg NTK/L. Sin embargo, aunque la concentración de NTK a la salida del sistema AGS cuando se trataron AR farmacéuticas fue menor al de AR de diferente procedencia. La concentración de N promedio que contenía el influente tratado de origen farmacéutico fue 35 mg NTK/L; 6 mg NTK/L y 14 mg NTK/L menor que las AR automotrices, municipales y alimentarias, respectivamente.

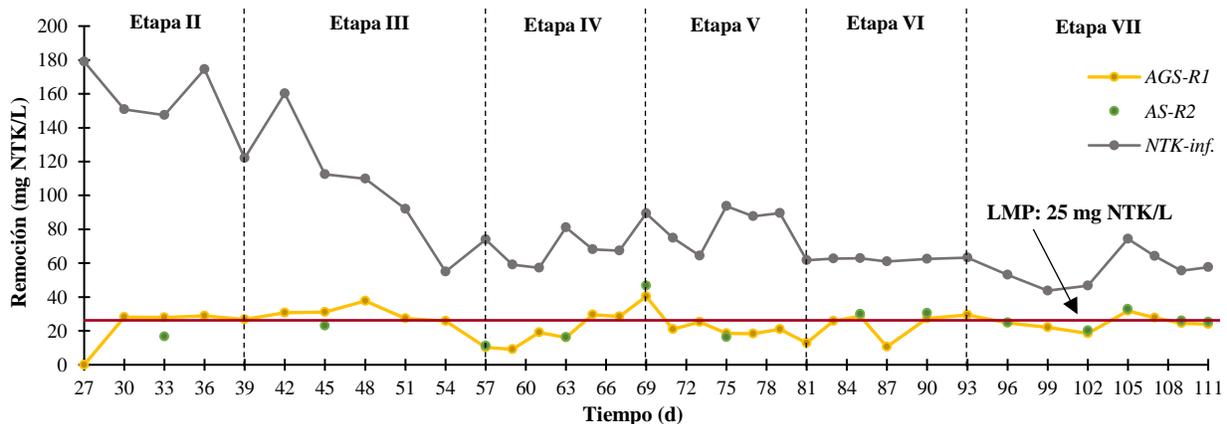


Figura 28. Comparativa de la capacidad de remoción de NTK en AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación.

Por otra parte, también se midió la capacidad de remoción de NT de algunos ciclos de operación del sistema AS, los cuales tuvieron un comportamiento similar al sistema AGS. Sin embargo, las concentraciones de NT registradas a la salida en el sistema granular fueron superiores en casi todos los ciclos monitoreados. La mejor combinación observada en cuanto a la remoción de NT fue cuando la RIV = 75%; TC = 72 h; TA = 3.5 L/min. Lo anterior se debió a que durante este periodo se varió en mayor medida las características de las AR. Además, la concentración promedio del influente fue de las más altas registradas durante todo el periodo de operación (104 mg NTK/L). Sin embargo, la capacidad de remoción promedio obtenida a la salida fue de 76.5 mg NTK/L (74% de remoción).

Al igual que con el N, se evaluó la capacidad de remoción de P en los sistemas biológicos. La Figura 29 muestra el comportamiento en la capacidad de PT de los sistemas AGS y AS durante el periodo de operación. El rango de concentración del influente de este parámetro varió entre 10 mg PT/L y 31 mg PT/L. Por lo tanto, la concentración de PT a la salida en los sistemas también fue muy variable. El LMP como PM para este parámetro establecido en la nueva norma es de 15.0 mg PT/L. De manera similar que, con el NT, la evaluación del PT abarcó del 01 de marzo al 17 de mayo del 2022. En este sentido los PM obtenidos para marzo, abril y el periodo de mayo fue de 14.3 mg PT/L, 12.8 mg PT/L y 15.1 mg PT/L, respectivamente. De hecho, la configuración donde se obtuvo la mejor capacidad de remoción de P fue cuando la RIV = 75%; TC = 48 h; TA = 3.5 L/min, aplicado del día 42 al 54 (abril). En términos generales, este sistema cumplió durante los meses evaluados con la nueva norma. Sin embargo, la concentración de PT durante el último periodo evaluado no logró el cumplimiento. Este comportamiento en la remoción de P dentro del sistema AGS también se debió a la ausencia de condiciones anóxicas/anaerobias adecuadas dentro del proceso.

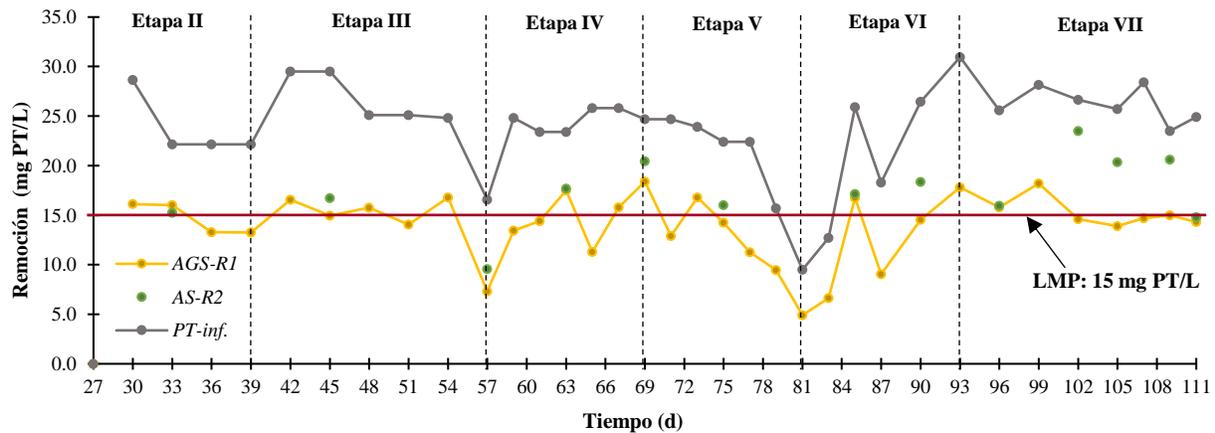


Figura 29. Comparativa de la capacidad de remoción de PT en AGS-R1 y AS-R2 durante los periodos de operación.

En cuanto al sistema AS, los ciclos monitoreados reportaron capacidades de remoción de P menores que las del sistema AGS. La capacidad de remoción promedio de PT a la salida del sistema AS fue de 17.4 mg PT/L, donde en la mayoría de los ciclos evaluados la concentración a la salida fue superior a 15 mg PT/L.

Como se mencionó en secciones anteriores, el sistema AS no cumple con una adecuada remoción de N y P bajo las condiciones operativas aplicadas, por lo que se requiere de un sistema adicional que mejore la calidad del efluente y se asegure el cumplimiento. Finalmente, aunque el sistema AGS cumplió con los LMP de N y P de la nueva norma dentro del periodo evaluado, bajo las estrategias operativas evaluadas no se asegura el cumplimiento de estos parámetros. Por lo tanto, se requiere de nuevos mecanismos operativos que promuevan las etapas anóxicas/anaerobias dentro del gránulo y mejore sus propiedades microbiológicas con el fin de aumentar las capacidades desnitrificantes y reducción de P de los gránulos aerobios desarrollados.

5.7. Resultados del análisis estadístico

5.7.1. Pruebas de Normalidad de los sistemas biológicos

Se llevó a cabo el análisis estadístico de los resultados obtenidos experimentalmente en el sistema AGS y AS. Primeramente se realizó una organización de datos con base en el diseño factorial 2^k fraccionado obtenido en el programa Minitab 19® de 12 parámetros identificados como las variables del estudio. Las variables seleccionadas fueron: Día, SST, IVL, DQO, DBO₅, NT, PT, NO₃⁻, Temp., Cond., OD, pH. Considerando que en el sistema AS no se midió la misma cantidad de datos experimentales que en el sistema AGS en todos los parámetros, fue necesario calcular los datos restantes usando una ecuación de regresión obtenida mediante un ajuste al modelo de regresión en el programa Minitab 19®. Los parámetros calculados fueron DBO₅, SST, PT, NTK y NO₃⁻ (ver anexo AII).

Se verificó una prueba de normalidad a las variables de ambos sistemas para comprobar su tipo de distribución. Dentro del sistema AGS, las variables Día, NTK, NO₃⁻ y OD siguieron una distribución normal. A su vez, en el sistema AS las variables normales fueron Día, IVL, pH y conductividad. Por lo tanto, fue necesario aplicar un método adicional que ayudara a ajustar las distribuciones de las variables no normales a una distribución normal.

5.7.1.1. Transformación Box-Cox

Se realizó una transformación de Box Cox con el fin de transformar el conjunto de datos original de variables que presentaran una distribución no normalizada en una forma normal. Esto último para llevar a cabo el análisis estadístico ANOVA de una vía. Por lo tanto, empleando el método Box Cox se calculó un valor de lambda (λ) óptimo (Tabla 14), con el que se normalizaron las variables no normales para que siguieran una distribución normal; ya que, en la aplicación de la ANOVA se requieren datos de poblaciones que sigan una distribución aproximadamente normal con varianzas iguales entre los niveles de los factores.

Tabla 14. Valores óptimos de λ usando la transformada de Box-Cox para el sistema AGS y AS

No.	Variable de respuesta	λ AGS	λ AS
1	Día	0.783901	0.783901
2	SST	-0.205134	-0.0280673
3	IVL	0.747094	0.31849
4	DQO	-0.937037	-0.862413
5	NKT	1.14143	0.0790864
6	PT	1.93626	-0.17321
7	DBO ₅	-0.00797919	-0.239607
8	NO ₃ ⁻	0.74597	0.230675
9	Temp.	-2.71885	4.27736
10	pH	-2.55591	0.512794
11	Cond.	-0.346711	-0.684084
12	OD	1.5309	1.81947

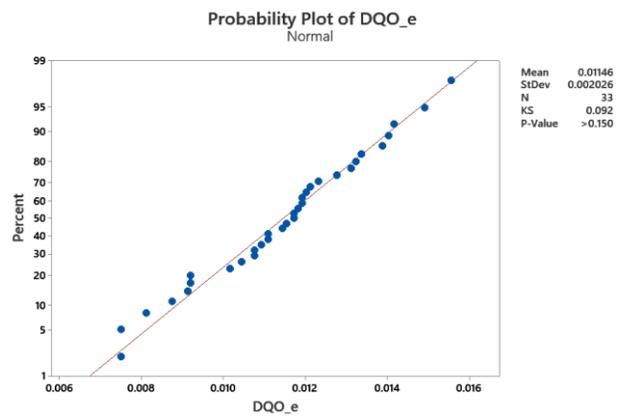
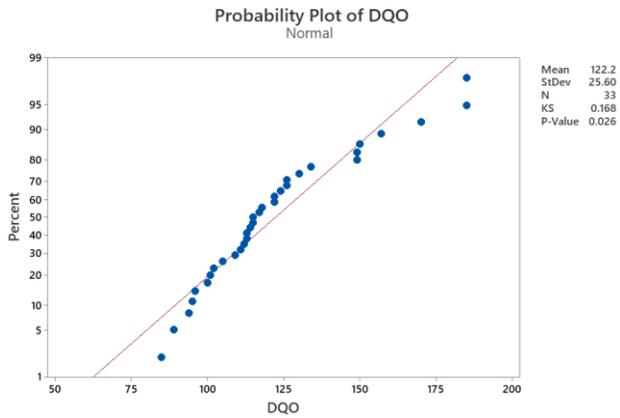
Fuente: Datos generados en Minitab® 19

Por lo tanto, el centro de la transformación de Box Cox es el exponente λ , el cual varía de -5 a 5. Se consideran todos los valores de λ y se selecciona el valor óptimo para sus datos. El “valor óptimo” es aquel que da como resultado la mejor aproximación a una curva de distribución normal. El valor λ de para cada variable de respuesta de los sistemas en estudio fue calculado en el programa Minitab 19®.

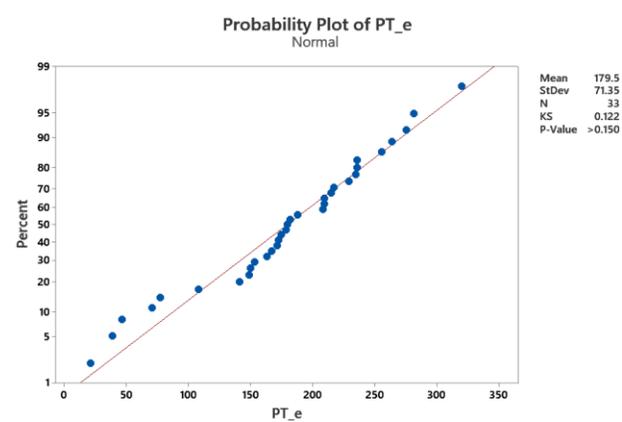
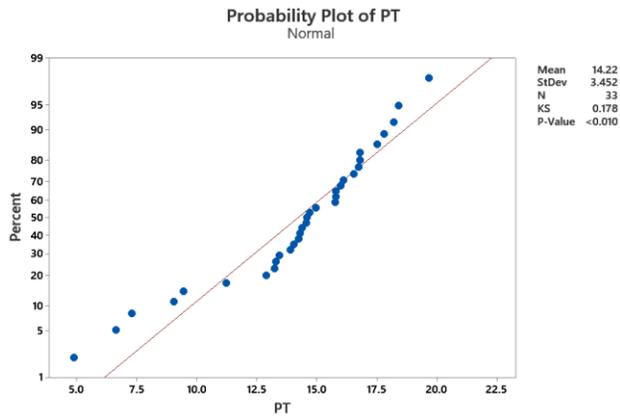
5.7.1.2. Prueba de normalidad de los procesos AGS y AS con datos transformados

Una vez obtenidos los nuevos valores de las variables transformadas, se realizaron nuevamente las pruebas de normalidad. Las Figuras 30 y 31 muestran la comparativa de algunas distribuciones obtenidas con los datos normales y los datos transformados para el sistema AGS y AS después de aplicar la transformación Box Cox. En las imágenes de cada variable se observa el ajuste obtenido después de la transformación de los datos.

Normalidad con datos originales



Normalidad con datos transformados



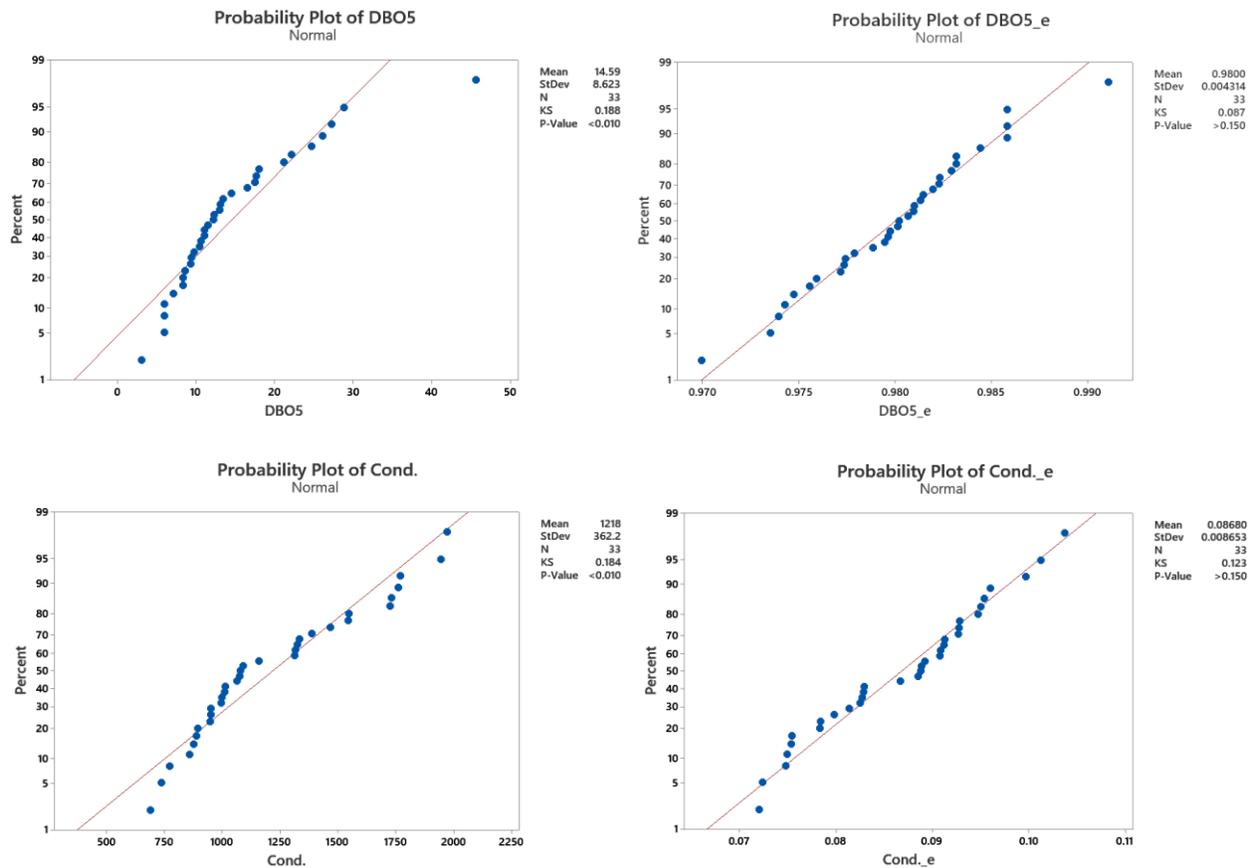
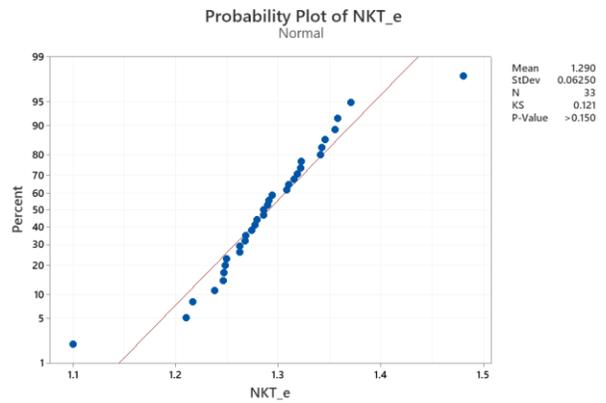
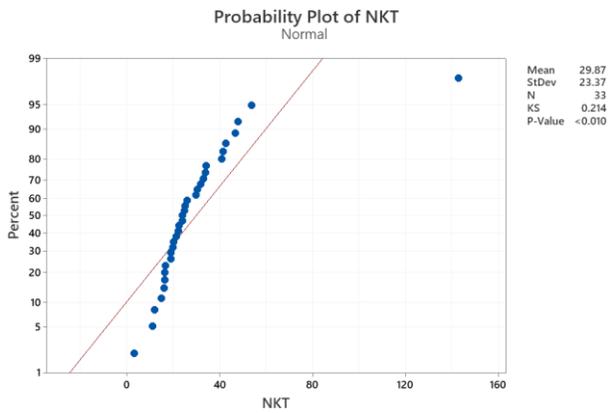
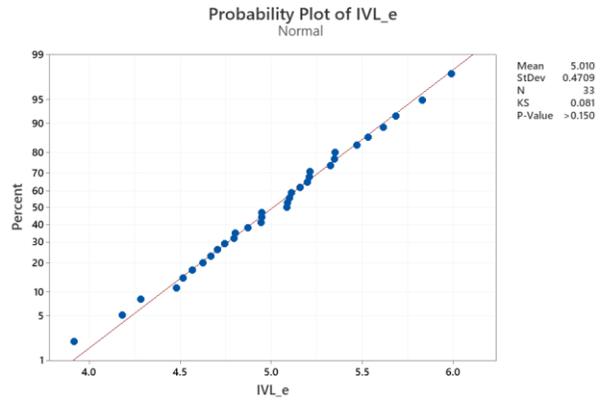
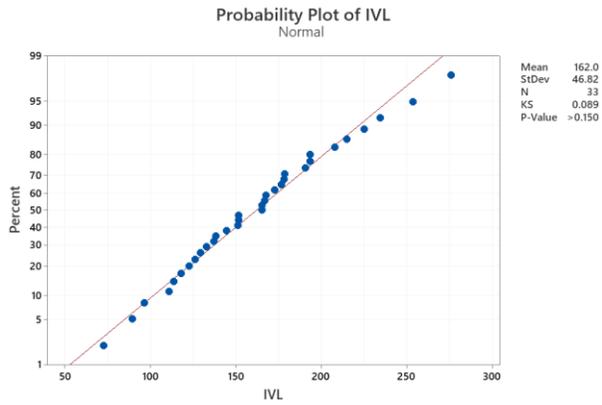
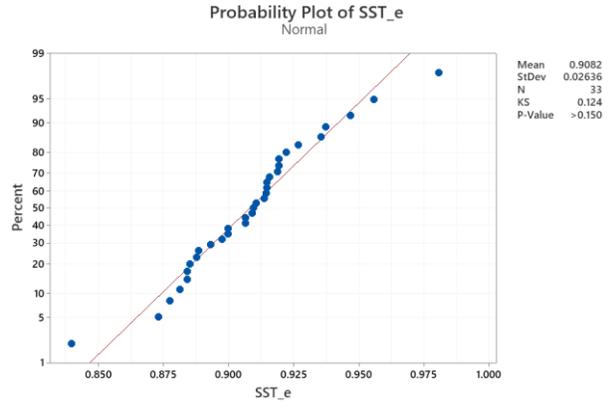
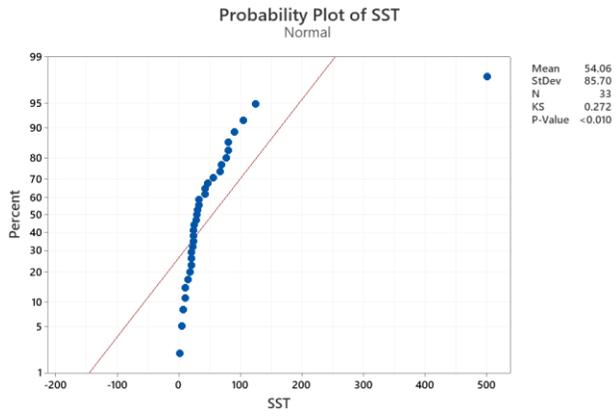


Figura 30. Distribución normal con datos transformados de los principales factores influyentes del sistema AGS

En el sistema AGS seis variables (SST, DQO, PT, DBO₅, pH, cond.) lograron ajustarse a la distribución normal; sin embargo, la temperatura fue la variable dentro de la lista que no siguió esta distribución a pesar de la aplicación de método Box Cox. Por otra parte, las variables ajustadas dentro del sistema AS fueron SST, NTK, DBO₅, OD. Para este sistema, las variables que no se ajustaron a la distribución normal a pesar de la transformación de los datos fueron la DQO, PT, NO₃- y la temperatura

Normalidad con datos originales

Normalidad con datos transformados



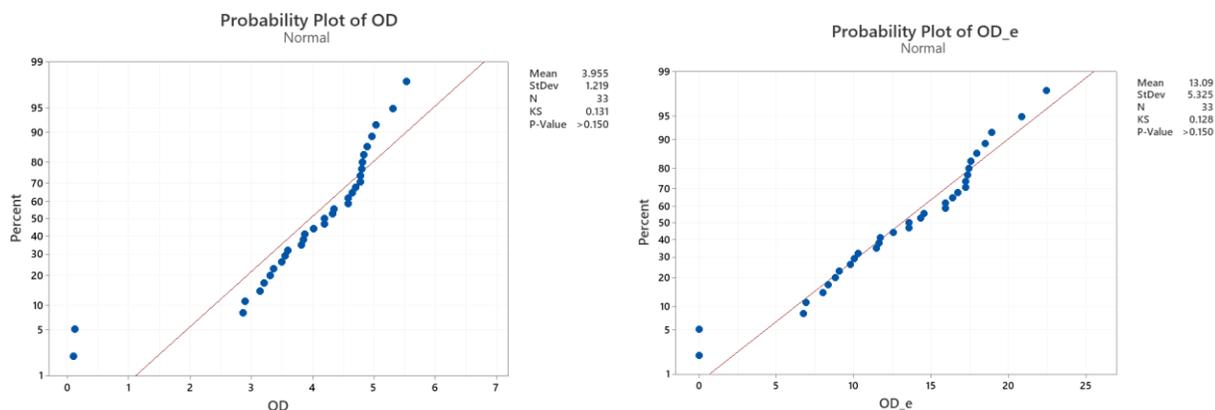


Figura 31. Distribución normal con datos transformados de los principales factores influyentes del sistema AS

Estas comparativas entre las pruebas de normalidad comprobó que las transformaciones del conjunto de datos original pueden corregir las violaciones del ANOVA. Esto último, permitió determinar las probabilidades de ocurrencia para distintos valores de las variables.

5.7.2. Análisis del diseño factorial de los sistemas biológicos

Simultáneamente a las pruebas de normalidad, se realizó un análisis de diseño factorial 2^k fraccionado mediante diagramas de Pareto en Minitab 19®. Esto último para identificar las relaciones de mayor influencia en las variables de respuesta ajustadas a los datos transformados por el método Box Cox. Esta gráfica permitió comparar la magnitud relativa de los efectos y evaluar su significancia estadística. El umbral de significancia estadística dependió del nivel de significancia (denotado por α). La Figura 32 muestra algunas de las gráficas de Pareto realizadas con las variables del sistema AGS y AS donde se refleja el umbral de significancia estadística dada a cada término.

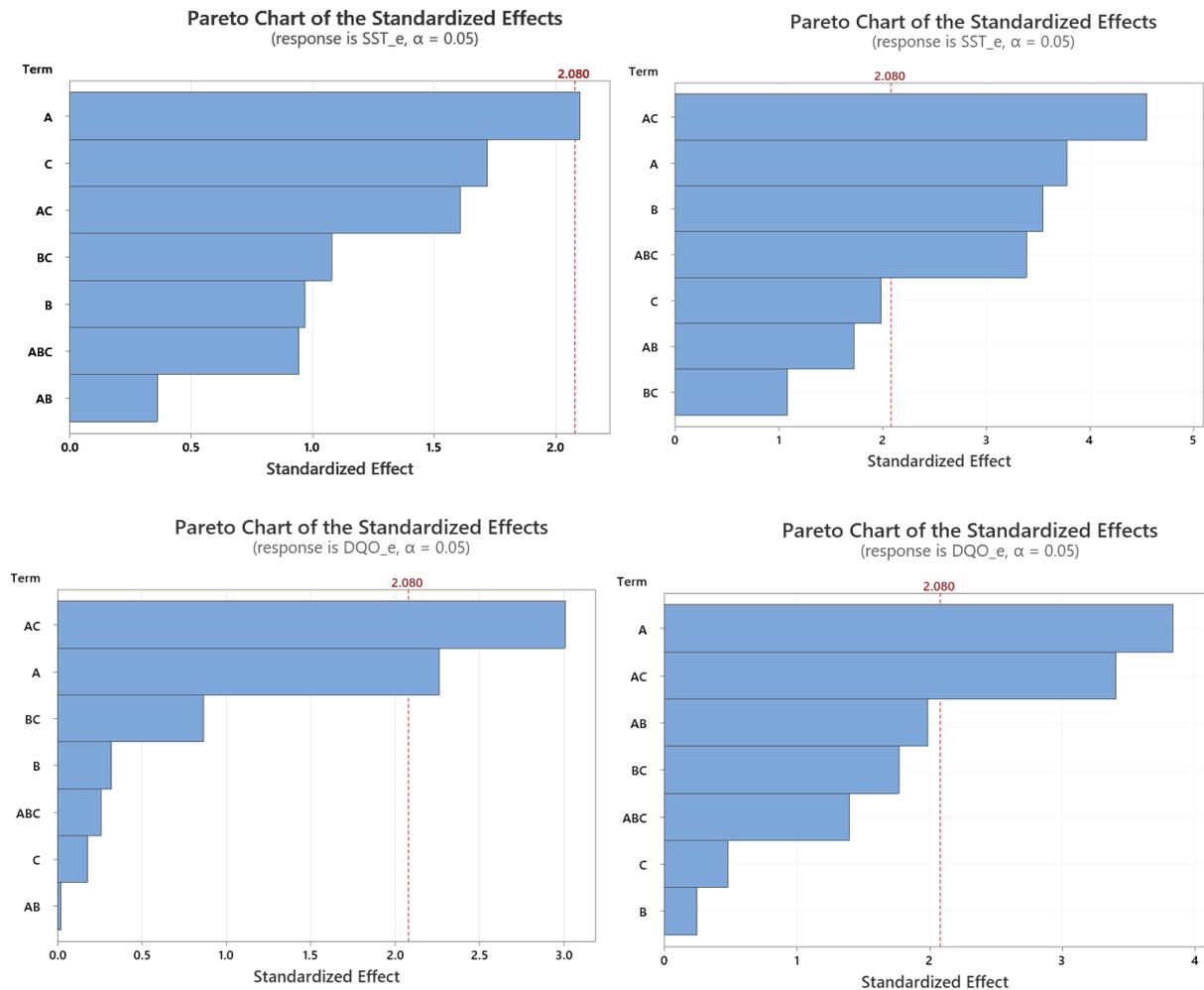
Para este análisis se denotaron como factores principales $A = RIV$; $B = VA$; $C = TC$. En el sistema AGS, los factores más influyentes en las variables analizadas fue la combinación AC , seguida de la combinación ABC y finalmente los efectos de las variables individuales. La configuración de los factores AC que tuvieron mayor influencia fueron DQO, OD y Temperatura. Las variables en donde todos los factores influyeron (ABC) fueron sobre IVL y NTK. La combinación AB influyó en mayor medida sobre el pH. También influyeron factores individuales $A = SST$; $B = PT$; $C =$

Cond. En las variables restantes ningún factor fue representativo para el comportamiento de la variable (DBO_5 , NO_3^- y Día).

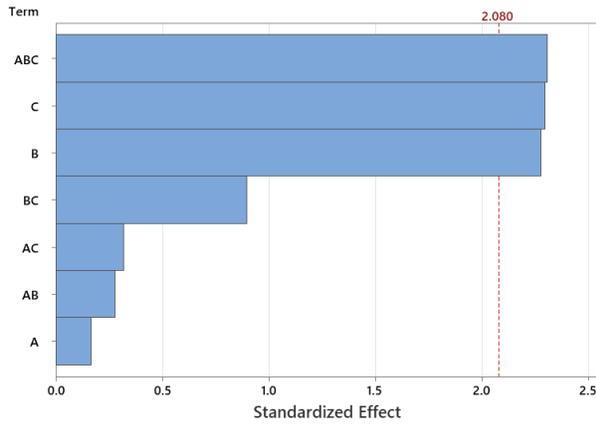
También en el sistema AS el término más influyente fue la combinación AC en cuatro variables: SST, Temp., Cond. y OD. Seguido del término A que influyó mayormente en 2 variables: DQO y DBO_5 . Finalmente, la combinación ABC fue más influyente en la variable IVL y el término B sobre pH. Las demás variables no fueron representativas (NO_3^- , Día, PT y NTK). En ambos sistemas el término A fue el más influyente sobre las variables, ya sea aislada o combinada, ya que estuvo presente en el 78% y 88% de las variables de respuesta representativas del sistema AGS y AS, respectivamente. En este sentido, se demostró que la RIV fue un factor clave sobre el desempeño de los sistemas como se explicó a detalle en las secciones 5.3 y 5.4.

Sistema AGS

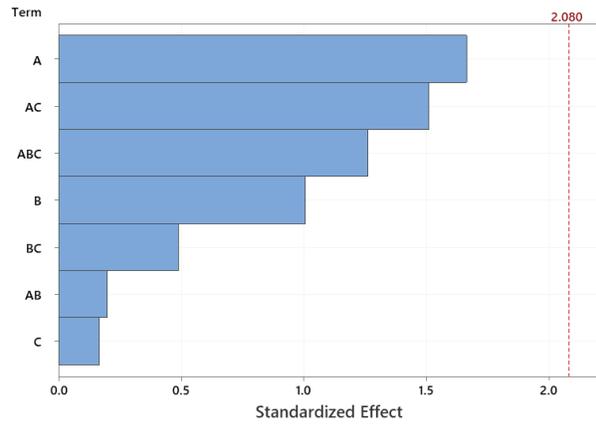
Sistema AS



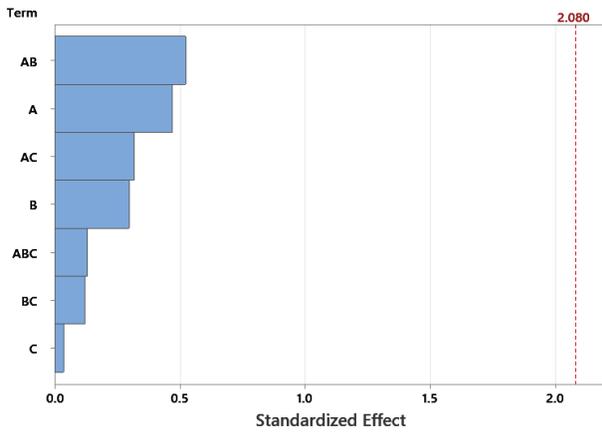
Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is NKT_e, $\alpha = 0.05$)



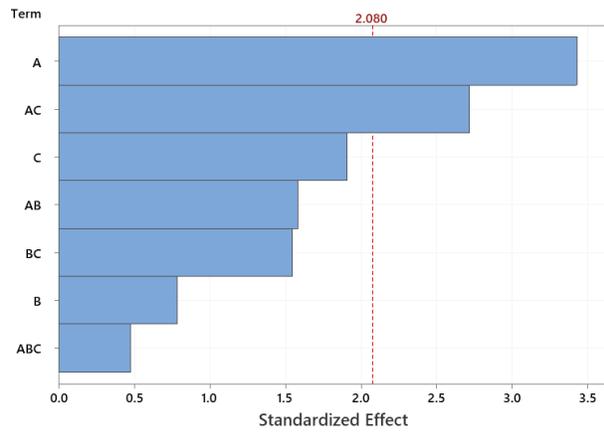
Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is NKT_e, $\alpha = 0.05$)



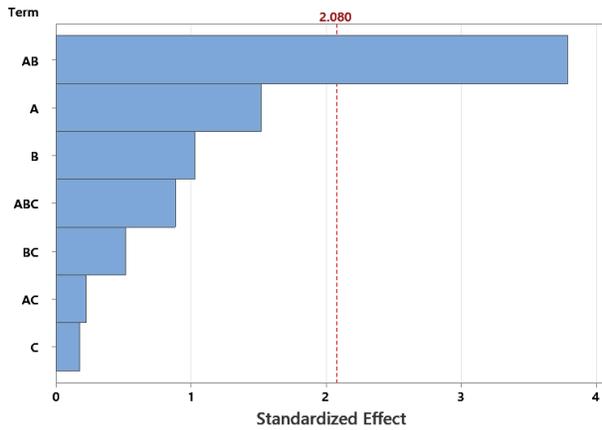
Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is DBO5_e, $\alpha = 0.05$)



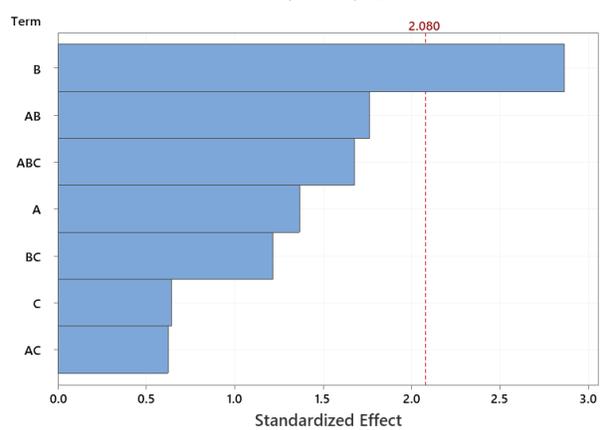
Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is DBO5_e, $\alpha = 0.05$)



Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is pH_e, $\alpha = 0.05$)



Pareto Chart of the Standardized Effects
(response is pH_e, $\alpha = 0.05$)



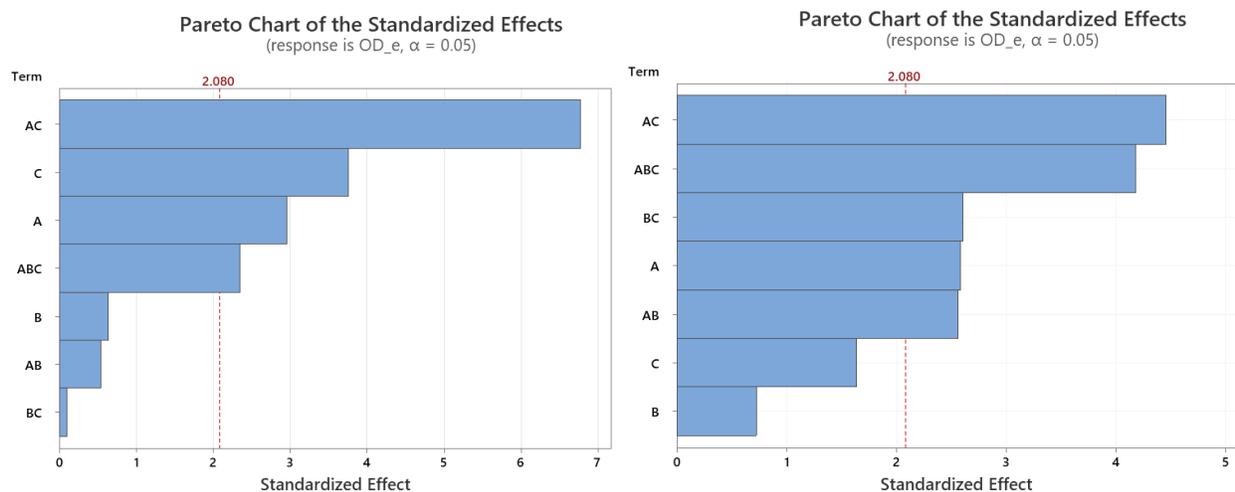


Figura 32. Gráfica de Pareto donde se muestra el umbral de significancia estadística

Además, la RIV combinada con otros factores como el TC y/o TA también demostró ser importante en el funcionamiento de los sistemas. Por lo tanto, los términos establecidos son influyentes en la mayoría de las variables monitoreadas dentro de los sistemas en estudio. Las variables que demostraron ser dependientes de algunos de los términos fueron utilizadas para llevar a cabo un análisis de correlación de Pearson. En el sistema AGS se tomaron en cuenta 9 variables, mientras que el sistema AS fueron 8 las variables con influencia representativa.

5.7.3. Correlaciones estadísticas

5.7.3.1. *Análisis de componentes principales del sistema AGS y AS*

La Figura 33 muestra el score-plot del PCA sobre la relación y la tendencia del afluente con origen predominante utilizado en el estudio. Se identificó que la mayoría de las AR con influencia principalmente municipal y automovilística tuvieron una correlación positiva, lo que indicó que las configuraciones operativas aplicadas a las muestras de AR con estas características tuvieron un desempeño similar (grupos 1 y 2). Sin embargo, algunas variables aisladas de origen automovilístico mostraron un comportamiento inverso. Esto último se debió probablemente a que la concentración de los compuestos presentes en estas muestras varió significativamente entre sí, lo que provocó un cambio en las propiedades de los gránulos, lo que afectó su rendimiento. Asimismo, las AR con influencia mayormente alimentaria y farmacéutica no siguieron un comportamiento similar durante las combinaciones operativas. De hecho, algunas variables de este

tipo de AR se correlacionaron negativamente, lo que afectó a las características del sistema AGS por la baja disponibilidad de carbono y a la inhibición en la selección microbiana. Asimismo, las AR alimentarias en el sistema AS tuvieron un comportamiento de correlación con las AR municipales, las cuales se alinearon a CP1. Además, el análisis multivariado respaldó que el incremento de la RIV del 50% al 75% es una estrategia importante para la estabilidad del AGS.

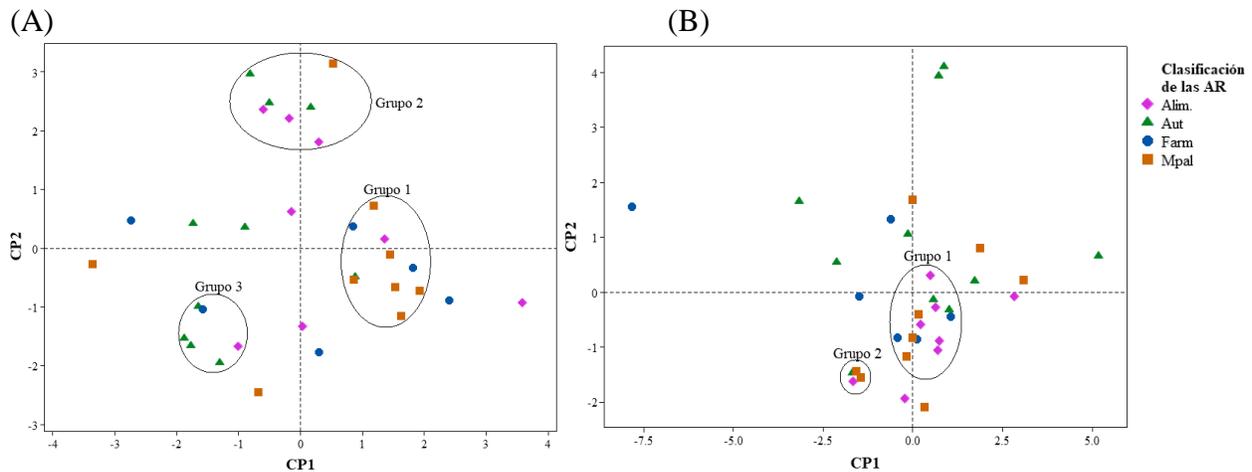


Figura 33. Score Plot de PCA de las AR de alimentación de la PTAR en estudio dentro del sistema (A) AGS y (B) AS.

Por otra parte, la Figura 34 muestra el biplot de PCA donde se indican las correlaciones para cada uno de los niveles de RIV, TA y TC aplicados al sistema AGS y AS respecto a todas las variables de respuesta observadas. Específicamente para el sistema AGS, en las Fig. 34-A y 34-C, las configuraciones en donde la RIV y el TC fueron igual a 67% y 48 h, respectivamente (cercano a CP1) influyeron positivamente en la remoción de DBO. Además, las combinaciones operativas donde la RIV fue igual a 75% (cercana a PC2) tuvieron una eficiencia positiva en la remoción de DQO y SST, pero repercutieron negativamente sobre la remoción de nutrientes (NTK y PT). Además, ambos valores de TA influyeron positivamente y de manera significativa sobre la eficiencia de remoción de DQO, DBO y SST una configuración de RIV y $TC \geq 67$ y ≥ 48 h, respectivamente. Se observó que las AR de alimentación fueron principalmente de procedencia municipal. En cuanto al sistema AS, se observó que cuando la configuración operativa aplicó una RIV = 67% (cercano a CP1) tuvo una mayor influencia de manera negativa sobre OD y la DBO, lo cuales fueron contrarios a pH y la DQO. La mayoría de las mediciones en el sistema AS

estuvieron cercanas al origen, lo cual indicó el alto efecto de las condiciones operativas sobre las variables de respuesta.

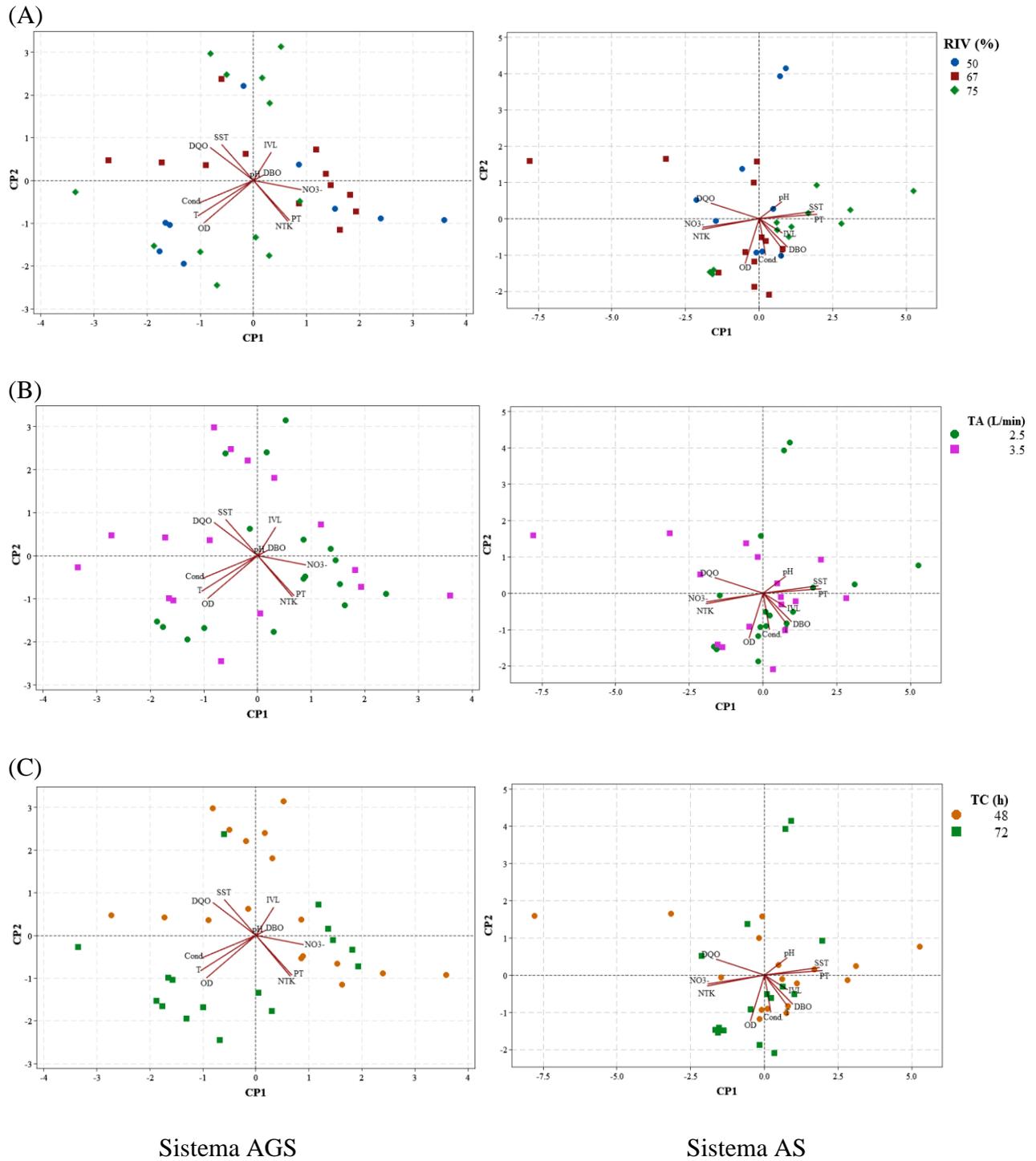


Figura 34. Biplot de PCA para los factores operativos influyentes del sistema AGS y AS: (A) RIV [%]; (B) TA [L/min]; (C) TC [h].

Otros factores también se vieron influenciados por la combinación operativa aplicada. Por ejemplo, en el sistema AGS, las configuraciones en donde la RIV fue igual a 67% (cercana a la PC2) influyeron positivamente en la remoción de NO_3^- -N pero afectaron la eficiencia de remoción de la DQO. Además, cuando la RIV aumentó al 75% con un AR igual a 3.5 L/min (valores cercanos a PC1) la remoción de nutrientes (TKN, NO_3^- -N y TP) se vio directamente afectada. Además, la Figura 34-A demostró que las combinaciones operativas que aplicaron una RIV = 75% tuvieron una influencia positiva sobre el valor del IVL, sin embargo, cuando la RIV disminuyó a 50% el IVL se vio directamente afectado.

5.7.3.2. Análisis de correlación de Pearson para los sistemas AGS y AS

Se realizó un análisis de correlación de Pearson a cada uno de los sistemas biológicos para observar la relación estadística entre las variables identificadas como representativas. Las correlaciones obtenidas en el programa Minitab® 19 para ambos sistemas se representan en la Tabla 15. Para este análisis se consideró como alta correlación una relación mayor a 0.4 debido a la compleja naturaleza del sistema, con un p-valor ≥ 0.05 . Las variables con mayor correlación y que siguen una distribución normal fueron las variables seleccionadas para llevar a cabo el análisis de ANOVA de una vía.

El sistema AGS muestra una alta correlación positiva entre SST-DQO; OD-Cond.; PT-NTK con un p-valor ≤ 0.02 . De manera contraria, se presenta una alta correlación negativa DQO-PT con un p-valor = 0.017. Esto último indica que a medida que pasan los días operación, las condiciones en el sistema indujeron la remoción de DQO mientras que el PT disminuye y viceversa. Lo anterior, se observó durante el análisis de resultados en el trabajo experimental, donde se identificó que las condiciones únicamente aerobias en los sistemas indujeron en mayor medida la oxidación de los compuestos y limitó las fases anóxicas/anaerobias.

Tabla 15. Correlaciones de Pearson por pares
Sistema AGS Sistema AS

Sample 1	Sample 2	N	Correlation	95% CI for ρ	P-Value
IVL_e	SST_e	33	0.218	(-0.135, 0.522)	0.223
DQO_e	SST_e	33	0.640	(0.380, 0.806)	0.000
NKT_e	SST_e	33	-0.234	(-0.535, 0.118)	0.189
PT_e	SST_e	33	-0.260	(-0.554, 0.092)	0.145
Temp_e	SST_e	33	0.156	(-0.197, 0.474)	0.385
pH_e	SST_e	33	-0.086	(-0.417, 0.265)	0.633
Cond_e	SST_e	33	-0.039	(-0.377, 0.308)	0.828
OD_e	SST_e	33	-0.091	(-0.421, 0.260)	0.614
DQO_e	IVL_e	33	-0.110	(-0.437, 0.243)	0.544
NKT_e	IVL_e	33	-0.148	(-0.468, 0.205)	0.410
PT_e	IVL_e	33	-0.121	(-0.446, 0.232)	0.503
Temp_e	IVL_e	33	-0.379	(-0.639, -0.041)	0.030
pH_e	IVL_e	33	0.174	(-0.180, 0.488)	0.333
Cond_e	IVL_e	33	-0.071	(-0.405, 0.279)	0.693
OD_e	IVL_e	33	-0.181	(-0.494, 0.173)	0.313
NKT_e	DQO_e	33	-0.285	(-0.572, 0.065)	0.108
PT_e	DQO_e	33	-0.411	(-0.661, -0.079)	0.017
Temp_e	DQO_e	33	0.261	(-0.091, 0.554)	0.143
pH_e	DQO_e	33	-0.102	(-0.430, 0.250)	0.573
Cond_e	DQO_e	33	0.076	(-0.274, 0.409)	0.673
OD_e	DQO_e	33	-0.127	(-0.450, 0.227)	0.483
PT_e	NKT_e	33	0.523	(0.219, 0.734)	0.002
Temp_e	NKT_e	33	0.189	(-0.165, 0.500)	0.292
pH_e	NKT_e	33	0.088	(-0.263, 0.419)	0.626
Cond_e	NKT_e	33	-0.102	(-0.430, 0.250)	0.571
OD_e	NKT_e	33	0.107	(-0.246, 0.434)	0.554
Temp_e	PT_e	33	0.117	(-0.236, 0.442)	0.518
pH_e	PT_e	33	-0.157	(-0.475, 0.197)	0.382
Cond_e	PT_e	33	-0.094	(-0.423, 0.258)	0.604
OD_e	PT_e	33	0.044	(-0.303, 0.382)	0.806
pH_e	Temp_e	33	0.079	(-0.271, 0.411)	0.661
Cond_e	Temp_e	33	0.440	(0.114, 0.680)	0.010
OD_e	Temp_e	33	0.734	(0.522, 0.861)	0.000
Cond_e	pH_e	33	-0.080	(-0.412, 0.271)	0.660
OD_e	pH_e	33	0.044	(-0.304, 0.382)	0.808
OD_e	Cond_e	33	0.604	(0.329, 0.785)	0.000

Sample 1	Sample 2	N	Correlation	95% CI for ρ	P-Value
IVL_e	SST_e	33	0.352	(0.010, 0.620)	0.045
DQO_e	SST_e	33	0.569	(0.281, 0.763)	0.001
DBO5_e	SST_e	33	0.349	(0.007, 0.618)	0.046
Temp_e	SST_e	33	0.380	(0.043, 0.640)	0.029
pH_e	SST_e	33	0.455	(0.133, 0.691)	0.008
Cond_e	SST_e	33	-0.073	(-0.406, 0.277)	0.687
OD_e	SST_e	33	-0.354	(-0.622, -0.012)	0.043
DQO_e	IVL_e	33	0.305	(-0.043, 0.587)	0.085
DBO5_e	IVL_e	33	0.181	(-0.173, 0.494)	0.313
Temp_e	IVL_e	33	0.004	(-0.340, 0.347)	0.982
pH_e	IVL_e	33	-0.059	(-0.394, 0.290)	0.746
Cond_e	IVL_e	33	0.222	(-0.131, 0.525)	0.214
OD_e	IVL_e	33	0.071	(-0.279, 0.405)	0.693
DBO5_e	DQO_e	33	0.671	(0.425, 0.824)	0.000
Temp_e	DQO_e	33	0.433	(0.106, 0.676)	0.012
pH_e	DQO_e	33	0.062	(-0.288, 0.397)	0.733
Cond_e	DQO_e	33	0.003	(-0.341, 0.346)	0.989
OD_e	DQO_e	33	0.001	(-0.343, 0.344)	0.998
Temp_e	DBO5_e	33	0.490	(0.177, 0.714)	0.004
pH_e	DBO5_e	33	-0.003	(-0.346, 0.341)	0.987
Cond_e	DBO5_e	33	0.197	(-0.157, 0.506)	0.271
OD_e	DBO5_e	33	0.193	(-0.161, 0.503)	0.282
pH_e	Temp_e	33	0.157	(-0.197, 0.475)	0.383
Cond_e	Temp_e	33	0.243	(-0.109, 0.541)	0.173
OD_e	Temp_e	33	0.254	(-0.098, 0.549)	0.154
Cond_e	pH_e	33	0.094	(-0.257, 0.424)	0.602
OD_e	pH_e	33	-0.382	(-0.642, -0.045)	0.028
OD_e	Cond_e	33	0.567	(0.277, 0.762)	0.001

Fuente: Realizado en Minitab® 19.

En cuanto al sistema AS, las variables se comportaron de manera diferente. Se observó que todas las variables con altas correlaciones fueron positivas: IVL-SST; DQO-SST; pH-SST; DBO₅-DQO; OD-Cond. con un p-valor ≥ 0.045 . Como se observó durante el análisis de los resultados, las variables anteriores, tuvieron un comportamiento similar en función de las condiciones aplicadas al sistema.

5.7.4. Análisis de varianza (ANOVA) usando el Diseño de Bloques Completos al Azar (DBCA)

5.7.4.1. *Sistema AGS*

El análisis de varianza fue llevado a cabo a partir de las seis variables representativas en el sistema AGS, establecidas de acuerdo a los análisis previos. La Tabla 16 muestra los factores y el valor de significancia obtenido para cada variable representativa. El anexo AIV y AV muestra los análisis de varianza obtenidos para cada una de estas variables evaluadas.

Como se observa en la Tabla 16, la mayoría de las variables estuvo en función de la RIV y TC. Específicamente la DQO y SST que están directamente relacionadas entre sí, ambas dependen de la RIV. Esta afirmación se comprueba en el comportamiento de la capacidad de sedimentación mediante el IVL y la remoción de DQO en el sistema AGS reportado en las Figuras 20 y 24. Las configuraciones operativas en que la RIV fue mayor, tanto el IVL como la DQO mejoraron, sin embargo, los ciclos en que la RIV fue menor, la capacidad de sedimentación de la biomasa y remoción de DQO disminuía. El porcentaje de confiabilidad obtenido para estas variables fue mayor al 96%.

Por otra parte, el TC también representó gran significancia dentro de las variables analizadas. Se obtuvo que SST, NTK y la conductividad fueron las variables dependientes principales de este factor operativo. En las gráficas de resultados obtenidas se observó que el TC en combinación con la RIV influyeron sobre la estabilidad de los gránulos y sus características, la cuales fueron evaluadas mediante la capacidad de sedimentación (IVL) y la remoción de nutrientes (NTK y PT), lo cual se confirma en este análisis. Además, las configuraciones con $RIV-TC \geq 67\%-48\text{ h}$ tuvieron un mejor desempeño del sistema en cuanto al tratamiento de compuestos orgánicos, capacidad de sedimentación, formación y de los gránulos.

Tabla 16. Resumen del ANOVA-DBCA para las variables representativas del sistema AGS-SBR

Variable	Factor representativo	p-valor
DQO	RIV	0.031
SST	RIV-TC	0.039-0.055
NTK	VA-TC	0.028-0.036
PT	VA-RIV	0.019-0.055
Cond.	TC	0.001

Fuente: Datos generados en Minitab 19®

Finalmente, el análisis de varianza nos comprobó que la TA influyó significativamente en el comportamiento de la NTK y el PT. Como se discutió en las secciones 5.6.3 y 5.6.4, este factor afectó significativamente el desarrollo de las poblaciones microbianas anóxicas/anaerobias encargadas de llevar a cabo la degradación de nutrientes en estas etapas. Esto último debido a la penetración del oxígeno al interior del gránulo impidiendo la formación de la etapa de reducción. En este sentido, el análisis de varianza realizado comprueba la observación realizada en las gráficas de resultados obtenidas en el trabajo experimental

5.7.4.2. Sistema AS

Las variables obtenidas para llevar a cabo el análisis de varianza en el sistema AS fueron los SST, DQO, IVL, DBO₅ y pH. Al igual que con el sistema AGS, la influencia significativa de la RIV sobre la mayoría de estas variables en el sistema fue evidente (ver Tabla 17). Lo anterior debido a que el comportamiento del sistema AS fue similar al del sistema AGS después del día 40. Por otra parte, la RIV jugó un papel fundamental en las propiedades de la biomasa a través del tiempo mediante su efecto sobre la densidad, poblaciones microbianas dominantes, productividad del lodo, etc. Con base en las gráficas de resultados realizadas sobre el IVL y la DQO versus el tiempo, se discutió la importancia de este factor sobre su desempeño en la mejora de la capacidad de sedimentación de la biomasa. La muestra inicial de los lodos activados tuvo una alta deficiencia en la capacidad de sedimentación (190 mL/g-SST en promedio). Sin embargo, cuando la configuración operativa se modificó a una RIV alta a partir del día 20, la sedimentabilidad de la biomasa en el sistema mejoró en promedio un 25% en los siguientes 12 días. En este sentido, la RIV fue un factor clave para lograr ciclos con capacidades de sedimentación menores a 90 mL/g-SST en el sistema AS.

Tabla 17. Resumen del ANOVA-DBCA para variables representativas del sistema AS-SBR

Variable	Factor representativo	p-valor
SST	RIV-TA	0.039-0.034
DQO	RIV	0.011
IVL	RIV	0.022
DBO ₅	RIV	0.014
pH	TA	0.027

Fuente: Datos generados en Minitab 19®

Es importante mencionar que, aunque el sistema AS no logró un buen desempeño en la capacidad de sedimentación comparado con el sistema AGS, la capacidad de MO lograda durante el periodo de operación fue buena (88%). Este desempeño en la remoción estuvo también influenciada en mayor medida por la RIV con un porcentaje de confiabilidad mayor al 98%. Por otra parte, el TA tuvo un papel significativo para las variables pH y SST dentro de este sistema. De hecho, el TA fue un factor clave en la cantidad de SST en el medio a lo largo de periodo de operación.

En este sentido, el análisis de varianza realizado para el sistema AS fundamenta la discusión presentada en las secciones 5.4 y 5.6 acerca del efecto los factores variados sobre las capacidades de sedimentación y remoción de contaminantes a partir de las configuraciones operativas aplicadas a los sistemas

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. Conclusiones

Los experimentos en continuo, usando SBRs a escala de banco revelaron que los sistemas AGS logran una mejor sedimentabilidad y remoción simultánea de MO, N y P al tratar AR combinadas con características complejas en comparación con los sistemas AS. La aplicación de configuraciones operativas que incluyen una $RIV \geq 67\%$; $TC \leq 48h$, son claves para lograr eficiencias de remoción de MO mayor al 90% en ambos sistemas. En el caso del sistema AGS, Se logró la adaptación y formación estable de gránulos aerobios con un diámetro de $\approx 1.2 \pm 0.4$ mm en AR industriales/municipales mezcladas tras 25 días de funcionamiento. La granulación se observó incluso cuando la concentración de OD era superior a $0.006 \text{ Kg O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ bajo TA de hasta 3.5 L/min y $TC \geq 48$ h, aunque las fuerzas de corte hidrodinámica muy altas generaron desestabilización y desprendimiento en algunos gránulos. Esto ocasionó cambios en las poblaciones microbianas dominantes, disminución en el tamaño de las zonas anóxicas/anaerobias en el interior y modificación en el tamaño del gránulo. La TA y RIV fueron los principales factores de operación que influyeron directamente en las características morfológicas de los AGS. Los cambios morfológicos más severos se produjeron cuando el sistema AGS fue alimentado con AR procedentes principalmente de los sectores automovilístico y farmacéutico.

A pesar de que el sistema AGS cumplió con la NOM-001-SEMARNAT-2021 durante el tiempo de operación en este estudio, éste no asegura el cumplimiento de LMP de la norma durante un pico en las concentraciones debido las afectaciones en las propiedades, selección e inhibición microbiana, ruptura o desintegración de los gránulos debido al nivel de estrés generado en la biomasa granular. Ya que las condiciones operativas aplicadas no aseguran una recuperación en la granulación antes de los TRH establecidos, derivado de la gran variabilidad y complejidad de las AR tratadas. En este sentido, es necesario evaluar estas estrategias operativas en función de otros indicadores del estado del gránulo como la relación C/N y F/M (feeding-microorganisms). El sistema AS no logró cumplir por sí solo con la nueva norma, por lo que forzosamente requiere un proceso adicional (por ejemplo, proceso de oxidación avanzada, proceso de adsorción, proceso de membrana, etc.) que le ayude a asegurar un efluente con concentraciones menores a los establecidos en los LMP del PM para las AR tratadas.

Para el caso de los AGS, el proceso granular aerobio dio lugar a un IVL de hasta 56 mL/g-TSS durante la etapa III, que fue la máxima capacidad de sedimentación obtenida en el sistema AGS. El IVL fue el factor que más influyó en el comportamiento de la sedimentabilidad de la biomasa. La eficiencia óptima de degradación de DQO (97.7%) se alcanzó en la fase III una RIV, TA y TC de 75%, 2.5 L/min y 72 h, respectivamente. Sin embargo, las eficiencias óptimas de remoción de TKN (86.2%) y TP (56.2%) se alcanzaron en la fase III y VI, donde la TA cambió de 3.5 L/min a 2.5 L/min. Los resultados mostraron que bajo rangos de operación de RIV, TA y TC $\geq 67\%$, ≤ 2.5 L/min, y ≥ 48 h, se puede obtener una operación estable del AGS y una mejor eficiencia de remoción para el desempeño de la DQO, N y P.

Es probable que, a pesar de los resultados diversos en las capacidades de sedimentación y remoción de contaminantes de los sistemas en estudio, las poblaciones microbianas dominantes desarrolladas en ambos hayan sido similares por la prevalencia de la etapa aerobia en los sistemas. El comportamiento en la remoción de la MO, de N y P en ambos sistemas se ajustó de manera adecuada a los análisis estadísticos realizados. Las AR de origen industrial procedían principalmente de los sectores del automóvil, agroalimentario y farmacéutico, con una presencia predominante en el 31%, 25% y 17% de las AR de alimentación, respectivamente.

6.2. Recomendaciones

Con base en la discusión y las conclusiones presentadas, se enlistan algunas recomendaciones que pueden contribuir en la toma de decisiones sobre la mejora del proceso biológico instalado en la PTAR de estudio. Eficientar las condiciones operativas actuales con base en los resultados obtenidos en el estudio también ayudaría a reducir el consumo del gasto energético actual y las características de los lodos activados recirculados.

1. Aumentar la RIV en los tanques biológicos al menos 67% con respecto al volumen tratado para mejorar la estabilidad, características y densidad de los lodos, y por lo tanto, su sedimentabilidad reduciendo el uso del DAF.
2. Colocar un tanque estabilizador previo al proceso biológico que se encargue de aminorar los picos bruscos de caudal, regulando el gasto entrante al proceso biológico. Lo anterior, para evitar la inestabilidad de las poblaciones microbianas dominantes y la productividad del lodo

suspendido, previniendo el abultamiento filamentoso (bulking); además, de evitar el uso del bypass que envíe el agua cruda al dren de descarga.

3. Aumentar el TRH en los reactores que llevan a cabo la etapa anóxica/anaerobia. O bien, considerar una modificación en la configuración de modo A/O/A en la etapa de reacción que asegure el tiempo suficiente para la reducción de N y P dentro de los tanques aerobios instalados.
4. Mantener la VA en un rango de 2.5 a 3.5 L/min para volúmenes de al menos 5 L/d, considerando un TC = 24 h y una RIV $\geq 67\%$.
5. Realizar la etapa de oxidación en tanques con geometría cilíndrica para un mejor mezclado, distribución del oxígeno y relación superficie/volumen necesario para aumentar la superficie de contacto de la biomasa.
6. Monitorear a periódicamente la salud de los lodos recirculados para conocer su estado funcional y determinar los periodos de purga adecuados para el proceso

6.3. Trabajos futuros

Es importante continuar con pruebas experimentales que establezcan un rango en la TA suficientemente alta donde se asegure la concentración mínima de OD y la fuerza de corte hidrodinámica requeridas para la granulación, y lo suficientemente bajas para evitar la penetración del OD en el interior del gránulo, permitiendo la formación adecuada de las fases anóxicas/anaerobias encargadas de la desnitrificación del N y degradación de P. Con base en la importancia de aumentar las fases anóxicas y anaerobias, se requiere considerar una estrategia de configuración específica para los modos de operación en la etapa de reacción (A/O; (A/O/A; A/O/A/O), asegurando un TC de al menos 24 h, para estimar los tiempos necesarios de aireación durante la reacción, mejorar las propiedades granulares y la eficiencia de remoción de los gránulos cuando se tratan AR con una composición compleja.

REFERENCIAS

- Ab Halim, M. H., Nor Anuar, A., Abdul Jamal, N. S., Azmi, S. I., Ujang, Z., & Bob, M. M. (2016). Influence of high temperature on the performance of aerobic granular sludge in biological treatment of wastewater. *Journal of Environmental Management*, 184, 271–280. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.079>
- Abdullah, N., Ujang, Z., & Yahya, A. (2011). Aerobic granular sludge formation for high strength agro-based wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 102(12), 6778–6781. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.009>
- Abefase, J. (2012). *Cálculos básicos para operación planta de tratamiento de aguas residuales (ptar) Canelones*. http://www.ose.com.uy/descargas/reclutamiento/calculos_basicos.docx
- Abouhend, A. S., McNair, A., Kuo-Dahab, W. C., Watt, C., Butler, C. S., Milferstedt, K., Hamelin, J., Seo, J., Gikonyo, G. J., El-Moselhy, K. M., & Park, C. (2018). The Oxygenic Photogranule Process for Aeration-Free Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, 52(6), 3503–3511. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00403>
- Alves, O. I. M., Araújo, J. M., Silva, P. M. J., Magnus, B. S., Gavazza, S., Florencio, L., & Kato, M. T. (2022). Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 843(April), 156988. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156988>
- Amorim, C. L., Moreira, I. S., Ribeiro, A. R., Santos, L. H. M. L. M., Delerue-Matos, C., Tiritan, M. E., & Castro, P. M. L. (2016). Treatment of a simulated wastewater amended with a chiral pharmaceuticals mixture by an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 115, 277–285. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.009>
- Andrade, O. S., Erosa, G. de la V., & Nevárez, M. G. V. (2015). Amonio-Oxidasas Bacterianas Y Arqueales Involucradas En El Ciclo Del Nitrógeno. *Terra Latinoamericana*, 33(3), 233–245.
- Aqeel, H., Basuvaraj, M., Hall, M., Neufeld, J. D., & Liss, S. N. (2016). Microbial dynamics and properties of aerobic granules developed in a laboratory-scale sequencing batch reactor with an intermediate filamentous bulking stage. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(1), 447–460. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6981-7>
- Arcila, J. S., & Buitrón, G. (2017). Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. *Algal Research*, 27(March), 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.09.011>
- Arias, D. M., Uggetti, E., García-Galán, M. J., & García, J. (2018). Nutrients and biomass dynamics in photo-sequencing batch reactors treating wastewater with high nutrients

- loadings. *Ecological Engineering*, 119(March), 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.016>
- Bashiri, B., Fallah, N., Bonakdarpour, B., & Elyasi, S. (2018). The development of aerobic granules from slaughterhouse wastewater in treating real dyeing wastewater by Sequencing Batch Reactor (SBR). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 5536–5543. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.05.020>
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2016). Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. *Journal of Environmental Management*, 182, 651–666. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.044>
- Cai, Q. Q., Wu, M. Y., Li, R., Deng, S. H., Lee, B. C. Y., Ong, S. L., & Hu, J. Y. (2020). Potential of combined advanced oxidation – Biological process for cost-effective organic matters removal in reverse osmosis concentrate produced from industrial wastewater reclamation: Screening of AOP pre-treatment technologies. *Chemical Engineering Journal*, 389. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123419>
- Cai, W., Zhao, Z., Li, D., Lei, Z., Zhang, Z., & Lee, D. J. (2019). Algae granulation for nutrients uptake and algae harvesting during wastewater treatment. *Chemosphere*, 214, 55–59. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.107>
- Campo, R., Lubello, C., Lotti, T., & di Bella, G. (2021). Aerobic granular sludge–membrane bioreactor (Ags–mbr) as a novel configuration for wastewater treatment and fouling mitigation: A mini-review. *Membranes*, 11(4). <https://doi.org/10.3390/membranes11040261>
- Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T., & Tay, J. H. (2008). Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures. *Bioresource Technology*, 99(16), 7444–7449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.028>
- Chong, M. N., Sharma, A. K., Burn, S., & Saint, C. P. (2012). Feasibility study on the application of advanced oxidation technologies for decentralised wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 35, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.003>
- Cobos, Y. L. (2009). *Eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos usando gránulos aerobios* [Master]. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cobos, Y. L., Gonzáles, S., & Gonzáles, O. (2011). Gránulos aerobios para la eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos en aguas residuales. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, 4(1), 1–11.
- Coello, M. D., Rodríguez-Barroso, M. R., Aragón, C. A., & Quiroga, J. M. (2010). Use of microbial activity measurements for monitoring RBC biofilms. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169(1–4), 451–455. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1188-y>

- Coma, M., Verawaty, M., Pijuan, M., Yuan, Z., & Bond, P. L. (2012). Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioresource Technology*, *103*(1), 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.014>
- Conagua. (2009). *Estadísticas del Agua en México 2008*. www.gob.mx/conagua
- Conagua. (2018a). *Atlas del Agua en México 2018*. chrome-extension://efaidnbmninnibpcajpcglclefindmkaj/https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/AAM_2018.pdf
- Conagua. (2018b). *Estadísticas del Agua en México 2018* (Issues 1–306). http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- CONAGUA. (2019). Estadísticas del Agua en México 2019. In *SEGOB (In Spanish)*. <https://www.gob.mx/conagua>
- Conagua. (2020). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación* (Vol. 15, Issue 2).
- Cortina, D. C. F., & Márquez, O. R. (2008). “*Alternativa de tratamiento de aguas residuales de la industria textil.*” Instituto Politécnico Nacional.
- 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>
- de Kreuk, M. K., & van Loosdrecht, M. C. M. (2006). Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, *132*(6), 694–697. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:6\(694\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:6(694))
- de Mendonça, H. V., Otenio, M. H., Lomeu, A. A., & Rita, A. V. S. (2022). Post-treatment of an aerated facultative pond with constructed wetland: First two years of operation in a dairy industry. *Ecological Engineering*, *179*(February), 106623. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106623>
- 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*(July), 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- de Sousa, S. L. R., Nascimento de Barros, A., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2022). Evaluation of sludge discharge methodologies in aerobic granular sludge reactors. *Bioresource Technology Reports*, *18*(March). <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101018>
- Desireddy, S., & Sabumon, P. C. (2021). Development of aerobic granulation system for simultaneous removal of C, N, and P in sequencing batch airlift reactor. *Journal of*

- Dezotti, M., Lippel, G., & Bassin, J. P. (2018). Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment. In *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment*. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58835-3_3
- Dobbeleers, T., D'aes, J., Miele, S., Caluwé, M., Akkermans, V., Daens, D., Geuens, L., & Dries, J. (2017). Aeration control strategies to stimulate simultaneous nitrification-denitrification via nitrite during the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(17), 6829–6839. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8415-1>
- Etterer, T. J. (2006). Formation, Structure and Function of Aerobic Granular Sludge. *Universidade Técnica de Munique*, 134.
- Ferrara-Giner, G., & Ramírez, A. (2013). *Análisis de la sedimentabilidad de los lodos biológicos producidos en un RCS durante la desnitrificación de un efluente de un biorreactor de crecimiento adherido*. 28(Iv1).
- Flores, C. C., Özerol, G., & Bressers, H. (2017). “Governance restricts”: A contextual assessment of the wastewater treatment policy in the Guadalupe River Basin, Mexico. *Utilities Policy*, 47, 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2017.06.006>
- Fouad, M., & Bhargava, R. (2005). Sludge production and settleability in biofilm-activated sludge process. *Journal of Environmental Engineering*, 131(3), 417–424. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(417\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(417))
- Franca, R. D. G., Pinheiro, H. M., van Loosdrecht, M. C. M., & Lourenço, N. D. (2018). Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. *Biotechnology Advances*, 36(1), 228–246. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.11.005>
- 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>
- Gao, D. W., Liu, L., & Liang, H. (2013). Influence of aeration intensity on mature aerobic granules in sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(9), 4213–4219. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4226-6>
- García, V. (2015). *Cambios en la comunidad microbiana de gránulos aerobios*.
- Gerardi, M. H. (2002). Settleability Problems and Loss of Solids in the Activated Sludge Process. In *Settleability Problems and Loss of Solids in the Activated Sludge Process*. John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/047147164X>

- Giesen, A., & Schroers, A. (2015). *El proceso Nereda®: tratamiento de aguas residuales con biomasa granular aerobia*.
- González, I. N., Cisneros, B. J., Hernández, N. A., & Rojas, R. M. (2019). Adaptation and mitigation synergies to improve sanitation: A case study in Morelos, Mexico. *Journal of Water and Climate Change*, *10*(3), 671–686. <https://doi.org/10.2166/wcc.2018.121>
- Guo, H., Felz, S., Lin, Y., van Lier, J. B., & de Kreuk, M. (2020). Structural extracellular polymeric substances determine the difference in digestibility between waste activated sludge and aerobic granules. *Water Research*, *181*, 115924. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115924>
- 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>
- Han, X., Jin, Y., & Yu, J. (2022). Rapid formation of aerobic granular sludge by bioaugmentation technology: A review. *Chemical Engineering Journal*, *437*(February). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.134971>
- Hernandez-Ramirez, A. G., Martinez-Tavera, E., Rodriguez-Espinosa, P. F., Mendoza-Pérez, J. A., Tabla-Hernandez, J., Escobedo-Urías, D. C., Jonathan, M. P., & Sujitha, S. B. (2019). Detection, provenance and associated environmental risks of water quality pollutants during anomaly events in River Atoyac, Central Mexico: A real-time monitoring approach. *Science of the Total Environment*, *669*, 1019–1032. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.138>
- Ho, L., & Goethals, P. L. M. (2020). Municipal wastewater treatment with pond technology: Historical review and future outlook. *Ecological Engineering*, *148*(January), 105791. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105791>
- Huang, J., Yi, K., Zeng, G., Shi, Y., Gu, Y., Shi, L., & Yu, H. (2019). The role of quorum sensing in granular sludge: Impact and future application: A review. *Chemosphere*, *236*, 124310. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.041>
- Huang, W., Cai, W., Huang, H., Lei, Z., Zhang, Z., Tay, J. H., & Lee, D.-J. (2015). Identification of inorganic and organic species of phosphorus and its bio-availability in nitrifying aerobic granular sludge. *Water Research*, *68*, 423–431. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.054>
- Huddersman, K., Ekpruke, A., & Asuelimen, L. (2019). Application of AOPs in the treatment of OSPAR chemicals and a comparative cost analysis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *49*(4), 277–317. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1537770>

- Hussain, A., Kumari, R., Sachan, S. G., & Sachan, A. (2021). Biological wastewater treatment technology-Advancement and drawbacks. In *Microbial Ecology of Wastewater Treatment Plants* (pp. 175–192). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/c2019-0-04695-x>
- Ibrahim, Z., Amin, M. F. M., Yahya, A., Aris, A., & Muda, K. (2010). Characteristics of developed granules containing selected decolourising bacteria for the degradation of textile wastewater. *Water Science and Technology*, *61*(5), 1279–1288. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.021>
- Kargi, F., & Eker, S. (2002). Comparison of performances of rotating perforated tubes and rotating biodiscs biofilm reactors for wastewater treatment. *Process Biochemistry*, *37*(11), 1201–1206. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00338-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00338-7)
- Katheresan, V., Kannedo, J., & Lau, S. Y. (2018). Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *6*(4), 4676–4697. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.060>
- Kent, T. R., Bott, C. B., & Wang, Z. W. (2018). 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>
- Krishnen, R., Aris, A., Muda, K., Hashim, N., Ibrahim, Z., & Salim, M. R. (2017). Development of Biogranules in a Pilot-Scale Sequential Batch Reactor Treating Actual Textile Wastewater. *Jurnal Teknologi*, *79*(6), 221–231. <https://doi.org/10.11113/jt.v79.10659>
- Leal, C., Val del Río, A., Mesquita, D. P., Amaral, A. L., Castro, P. M. L., & Ferreira, E. C. (2020). Sludge volume index and suspended solids estimation of mature aerobic granular sludge by quantitative image analysis and chemometric tools. *Separation and Purification Technology*, *234*(September 2019), 116049. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116049>
- Li, B., Huang, W., Zhang, C., Feng, S., Zhang, Z., Lei, Z., & Sugiura, N. (2015). Effect of TiO₂ nanoparticles on aerobic granulation of algal-bacterial symbiosis system and nutrients removal from synthetic wastewater. *Bioresource Technology*, *187*, 214–220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.118>
- Li, D., Lv, Y., Zeng, H., & Zhang, J. (2016). Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor. *Chemical Engineering Journal*, *298*(March), 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.152>
- Li, Y., Zou, J., Zhang, L., & Sun, J. (2014). Aerobic granular sludge for simultaneous accumulation of mineral phosphorus and removal of nitrogen via nitrite in wastewater. *Bioresource Technology*, *154*, 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.033>
- Lin, H., Ma, R., Hu, Y., Lin, J., Sun, S., Jiang, J., Li, T., Liao, Q., & Luo, J. (2020). Reviewing bottlenecks in aerobic granular sludge technology: Slow granulation and low granular

- stability. *Environmental Pollution*, 263, 114638. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114638>
- Liu, L., Fan, H., Liu, Y., Liu, C., & Huang, X. (2017). Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 232(October), 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.025>
- Liu, X., & Lee, D.-J. (2022). Aerobic granular sludge processes. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. INC. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-99874-1.00002-6>
- 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>
- López, C. A., Zambrano, L., Ruiz, R., Guzmán, M. A., Pérez, R., Sandoval, R., Hatch, G., Pineda, N., Pacheco-Vega, R., & Caldera, A. (2017). *El agua en Mexico. Actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica*. Friedrich Ebert Stiftung.
- Lourenço, N. D., Franca, R. D. G., Moreira, M. A., Gil, F. N., Viegas, C. A., & Pinheiro, H. M. (2015). Comparing aerobic granular sludge and flocculent sequencing batch reactor technologies for textile wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 104, 57–63. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.04.025>
- Mahamuni, N. N., & Adewuyi, Y. G. (2010). Advanced oxidation processes (AOPs) involving ultrasound for waste water treatment: A review with emphasis on cost estimation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 17(6), 990–1003. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.09.005>
- Manterola, G., Otegi, L., Albizuri, J., & Zalakain, G. (2014). *Procesos avanzados de eliminación de nitrógeno: soluciones ANITA™ MOX de AnoxKaldnes*. 1, 1–13. <http://www.veoliawatertechnologies.es/news/articulos/38121.htm>
- Martínez, M. D. A., & González, B. O. (2010). *Influencia del tiempo de aireación en la formación de gránulos aerobios en un reactor secuencial por lotes*. <http://python-compiler-unam2011-2.googlecode.com/svn-history/r4/trunk/proyecto1/Readme.pdf>
- Maza-Márquez, P., González-Martínez, A., Juárez-Jiménez, B., Rodelas, B., & González-López, J. (2018). Microalgae-Bacteria Consortia for the Removal of Phenolic Compounds from Industrial Wastewaters. In *Approaches in Bioremediation, Nanotechnology in the Life Sciences* (pp. 135–184). https://doi.org/10.1007/978-3-030-02369-0_8
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, 157, 316–326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>

- Mhedhbi, E., Khelifi, N., Foladori, P., & Smaali, I. (2020). Real-Time Behavior of a Microalgae–Bacteria Consortium Treating Wastewater in a Sequencing Batch Reactor in Response to Feeding Time and Agitation Mode. *Water*, *12*(7), 1893. <https://doi.org/10.3390/w12071893>
- Milia, S., Mallocci, E., & Carucci, A. (2016). Aerobic granulation with petrochemical wastewater in a sequencing batch reactor under different operating conditions. *Desalination and Water Treatment*, *57*(57), 27978–27987. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1191778>
- Muda, K., Aris, A., Razman, M., & Ibrahim, Z. (2013). Sequential Anaerobic-Aerobic Phase Strategy Using Microbial Granular Sludge for Textile Wastewater Treatment. *Biomass Now - Sustainable Growth and Use*. <https://doi.org/10.5772/54458>
- Muñoz-Palazon, B., Rosa-Masegosa, A., Vilchez-Vargas, R., Link, A., Gorrasi, S., Gonzalez-Lopez, J., & Gonzalez-Martinez, A. (2022). Biological removal processes in aerobic granular sludge for treating synthetic hospital wastewater: Effect of temperature. *Journal of Water Process Engineering*, *47*(March). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102691>
- Nancharaiah, Y. v., & Kiran, K. R. G. (2018). Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresourc Technology*, *247*(March 2018), 1128–1143. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>
- Nguyen, T. D. P., Le, T. V. A., Show, P. L., Nguyen, T. T., Tran, M. H., Tran, T. N. T., & Lee, S. Y. (2019). Bioflocculation formation of microalgae-bacteria in enhancing microalgae harvesting and nutrient removal from wastewater effluent. *Bioresourc Technology*, *272*(October), 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.146>
- Ni, B. J., & Yu, H. Q. (2010). Mathematical modeling of aerobic granular sludge: A review. *Biotechnology Advances*, *28*(6), 895–909. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.004>
- Ni, B.-J. (2013). *Formation, characterization and mathematical modeling of the aerobic granular sludge* (Vol. 131). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-31281-6>
- Oliveira, A. S., Amorim, C. L., Ramos, M. A., Mesquita, D. P., Inocêncio, P., Ferreira, E. C., van Loosdrecht, M., & Castro, P. M. L. (2020). Variability in the composition of extracellular polymeric substances from a full-scale aerobic granular sludge reactor treating urban wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *8*(5), 104156. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104156>
- Ouyang, E., Liu, Y., Ouyang, J., & Wang, X. (2019). Effects of different wastewater characteristics and treatment techniques on the bacterial community structure in three pharmaceutical wastewater treatment systems. *Environmental Technology (United Kingdom)*, *40*(3), 329–341. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1393010>
- Paździor, K., Bilińska, L., & Ledakowicz, S. (2019). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile

- wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.057>
- Peng, X., Wu, L., Yu, H., Ai, L., & Fu, L. (2013). CANON process for nitrogen removal from effluents of municipal sewage treatment plants. *Transactions of Tianjin University*, 19(4), 255–259. <https://doi.org/10.1007/s12209-013-1966-z>
- Peyong, Y. N., Zhou, Y., Abdullah, A. Z., & Vadivelu, V. (2012). The effect of organic loading rates and nitrogenous compounds on the aerobic granules developed using low strength wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 67, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2012.05.009>
- Pishgar, R., Dominic, J. A., Sheng, Z., & Tay, J.-H. (2019). Influence of operation mode and wastewater strength on aerobic granulation at pilot scale: Startup period, granular sludge characteristics, and effluent quality. *Water Research*, 160, 81–96. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.026>
- Plumlee, M. H., Stanford, B. D., Debroux, J.-F., Hopkins, D. C., & Snyder, S. A. (2014). Costs of Advanced Treatment in Water Reclamation. *Ozone: Science & Engineering*, 36(5), 485–495. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.921565>
- Rafiee, M., Razmi, E., Mohebbi, S., & Jahangiri-Rad, M. (2018). Development of Aerobic Granular Sludge for Chemical Industries Wastewater Treatment. *Health Scope*, 7(2). <https://doi.org/10.5812/jhealthscope.12443>
- Rahman, A., Yapuwa, H., Baserba, M. G., Rosso, D., Jimenez, J. A., Bott, C., Al-Omari, A., Murthy, S., Riffat, R., & Clippeleir, H. de. (2017). Methods for quantification of biosorption in high-rate activated sludge systems. *Biochemical Engineering Journal*, 128, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.09.006>
- Revollo-Fernández, D. A., Rodríguez-Tapia, L., & Morales-Novelo, J. A. (2020). Economic value of water in the manufacturing industry located in the Valley of Mexico Basin, Mexico. *Water Resources and Economics*, 30(January 2019), 100138. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2019.01.004>
- Rolleberg, S. L. de S., Ferreira, T. J. T., Firmino, P. I. M., & dos Santos, A. B. (2020). Impact of cycle type on aerobic granular sludge formation, stability, removal mechanisms and system performance. *Journal of Environmental Management*, 256(November 2019), 109970. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109970>
- Rosman, N. H., Nor Anuar, A., Chelliapan, S., Md Din, M. F., & Ujang, Z. (2014). 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>

- Royal HaskoningDHV. (2022). *Nereda® Technology*.
<https://global.royalhaskoningdhv.com/nereda>
- Samuel, B., & Leon, R. (2020). Centrifuges. In *A Practical Handbook for Drilling Fluids Processing* (pp. 475–488). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821341-4.00021-X>
- Saxena, G., Kishor, R., Zainith, S., & Bharagava, R. N. (2021). Chapter 17. Environmental contamination, toxicity profile and bioremediation technologies for treatment and detoxification of textile effluent. In *Bioremediation for Environmental Sustainability* (Issue Cd, pp. 415–434). INC. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00017-1>
- Scholz, M. (2016a). Activated Sludge Processes. *Wetlands for Water Pollution Control*, 91–105. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63607-2.00015-0>
- Scholz, M. (2016b). Biological Treatment. In *Wetlands for Water Pollution Control* (pp. 77–79). <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63607-2.00012-5>
- SEMARNAT. (2022). NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. *La Cuenca de Los Ríos Grijalva y Usumacinta*, 8(108), 18–61. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/402/cuencas.html>
- Shahidah, N. A. A., Muda, K., Faiz, M. A. M., Mohamed, N. Z. M., Ezechi, E. H., & Darwish, M. S. J. (2020). Initialization, enhancement and mechanisms of aerobic granulation in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 118220. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118220>
- Shahsavani, E., Ebrahimi, A. A., Ehrampoush, M. H., Maleknia, H., Eslami, H., & Samaei, M. R. (2019). Developing a system dynamics model for prediction of phosphorus in facultative stabilization ponds. *AMB Express*, 9(1). <https://doi.org/10.1186/s13568-019-0882-6>
- Sharma, S., Sarma, S. J., & Tay, J. H. (2019). Aerobic granulation in wastewater treatment: A general overview. In *Microbial Wastewater Treatment* (pp. 57–81). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816809-7.00004-X>
- 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(March 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131637>
- SINA. (2022). *Cuencas (nacional)*. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=cuencas&ver=mapa&o=0&n=nacional>
- Singh, R., Behera, M., Kumar, S., & Rani, A. (2019). Current State of Knowledge on Algae-Mediated Remediation of Endocrine-Disrupting Chemicals (EDCs) from Wastewater. In

- Application of Microalgae in Wastewater Treatment* (pp. 101–120).
https://doi.org/10.1007/978-3-030-13913-1_6
- Srivastava, P., Gupta, S., Mittal, Y., Dhal, N. K., Saeed, T., Martínez, F., & Yadav, A. K. (2022). Constructed wetlands and its coupling with other technologies from lab to field scale for enhanced wastewater treatment and resource recovery. *Novel Approaches Towards Wastewater Treatment and Resource Recovery Technologies*, 419–446. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-90627-2.00019-8>
- Starling, M. C. V. M., Castro, L. A. S., Marcelino, R. B. P., Leão, M. M. D., & Amorim, C. C. (2017). *Optimized treatment conditions for textile wastewater reuse using photocatalytic processes under UV and visible light sources*. 6222–6232. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6157-8>
- Szwatkowska, B., & Paulsrud, B. (2014). The anammox process for nitrogen removal from wastewater - achievements and future challenges. *Innsendte Artikler*, 2, 186–194. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2014_902654.pdf
- Tang, C. C., Zuo, W., Tian, Y., Sun, N., Wang, Z. W., & Zhang, J. (2016). Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 222, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.123>
- Tassew, F. A., Bergland, W. H., Dinamarca, C., & Bakke, R. (2019). Settling velocity and size distribution measurement of anaerobic granular sludge using microscopic image analysis. *Journal of Microbiological Methods*, 159(February), 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2019.02.013>
- Tay, J.-H., Pan, S., He, Y., & Tay, S. T. L. (2004). Effect of Organic Loading Rate on Aerobic Granulation. II: Characteristics of Aerobic Granules. *Journal of Environmental Engineering*, 130(10), 1102–1109. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2004\)130:10\(1102\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:10(1102))
- Tay, J.-H., Tay, S. T.-L., Yu, L., Yeow, S. K., & Ivanov, V. (2006). Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment. In *Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment* (First Edit, Vol. 6). Elsevier. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0713274306801066%0Ahttp://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0713274306801066>
- Torfs, E., & Daigger, G. T. (2016). Settling Tests. *C*, 9781780404, 235–262. <https://experimentalmethods.org/wp-content/uploads/2017/12/Chapter-6.pdf>
- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., & Ülo, M. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 475–477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.002>

- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow* (pp. 121–202).
- Wagner, J., & Ribeiro, D. C. R. H. (2013). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor using real domestic wastewater. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 139(11), 1391–1396. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000760](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000760)
- Wang, L., Yu, X., Xiong, W., Li, P., Wang, S., Fan, A., & Su, H. (2020). Enhancing robustness of aerobic granule sludge under low C/N ratios with addition of kitchen wastewater. *Journal of Environmental Management*, 265(February), 110503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110503>
- Wang, L., Zhan, H., Wu, G., & Zeng, Y. (2020). Effect of operational strategies on the rapid start-up of nitrogen removal aerobic granular system with dewatered sludge as inoculant. *Bioresource Technology*, 315(May), 123816. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123816>
- Wang, X. chun, Shen, J. min, Chen, Z. lin, Zhao, X., & Xu, H. (2016). Removal of pharmaceuticals from synthetic wastewater in an aerobic granular sludge membrane bioreactor and determination of the bioreactor microbial diversity. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(18), 8213–8223. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7577-6>
- 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>
- We, A. C. E., Aris, A., & Mohd Zain, N. A. (2020). A review of the treatment of low-medium strength domestic wastewater using aerobic granulation technology. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6(3), 464–490. <https://doi.org/10.1039/c9ew00606k>
- Wilén, B. M., Liébana, R., Persson, F., Modin, O., & Hermansson, M. (2018). The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(12), 5005–5020. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-8990-9>
- Wilson, K. N. (2017). *Piloting of a deammonification moving bed biofilm reactor for mainstream industrial wastewater application*.
- Winkler, M. K. H., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., van der Lans, R. G. J. M., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology. *Water Research*, 46(12), 3897–3902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.034>
- Xavier, A., Guimaraes, L. B., Magnus, B. S., Leite, W. R., Vítor, J., Vilar, P., & Rejane, H. R. (2021). How volumetric exchange ratio and carbon availability contribute to enhance granular

sludge stability in a fill/draw mode SBR treating domestic wastewater? *Journal of Water Process Engineering*, 40(January). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101917>

- Ye, J., Liang, J., Wang, L., Markou, G., & Jia, Q. (2018). Operation optimization of a photo-sequencing batch reactor for wastewater treatment: Study on influencing factors and impact on symbiotic microbial ecology. *Bioresourc e Technology*, 252(November 2017), 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.086>
- Yin, Y., Sun, J., Liu, F., & Wang, L. (2019). Effect of nitrogen deficiency on the stability of aerobic granular sludge. *Bioresourc e Technology*, 275(October 2018), 307–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.069>
- Zhang, B., Li, W., Guo, Y., Zhang, Z., Shi, W., Cui, F., Lens, P. N. L., & Tay, J. H. (2020). Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 118(October 2019), 109563. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109563>
- Zhu, L., Zhou, J., Yu, H., & Xu, X. (2015). Optimization of hydraulic shear parameters and reactor configuration in the aerobic granular sludge process. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 36(13), 1605–1611. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.998717>

ANEXOS

AI. Comportamiento de las especies de N durante el tratamiento de AR

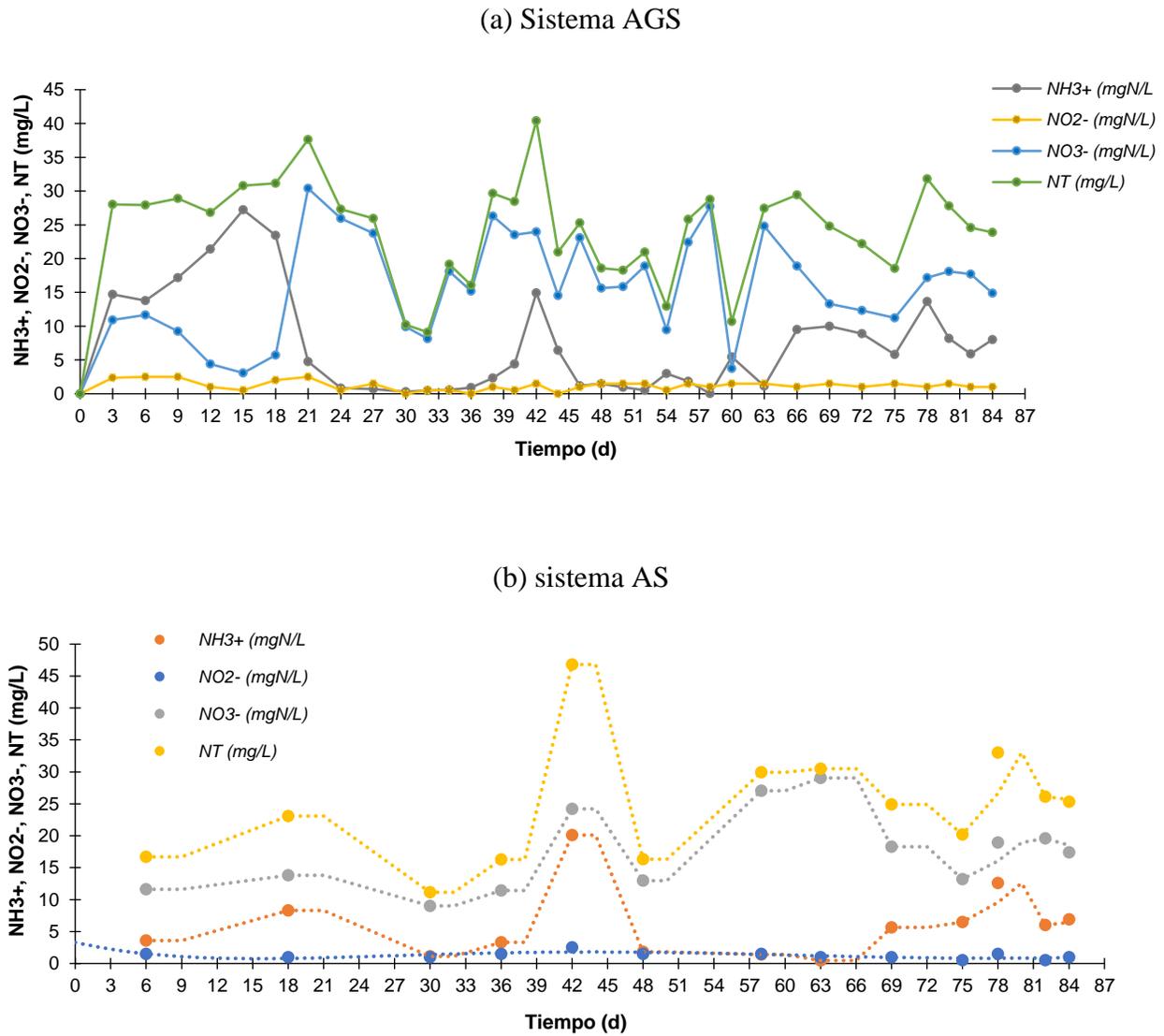


Figura 35. Comportamiento de las especies de N en los sistemas biológicos durante los periodos de operación.

AII. Ecuaciones de regresión lineal para el cálculo de datos faltantes

- Sistema AGS

Regression Equation

$$\text{DBO5} = 0.1 - 0.489 \text{ Día} - 0.1024 \text{ SST} - 0.042 \text{ IVL} + 0.0921 \text{ DQO} - 0.370 \text{ NTK} + 0.098 \text{ PT} \\ + 0.221 \text{ NO3-} + 2.21 \text{ Temp.} - 0.05 \text{ pH} + 0.78 \text{ OD} + 0.00552 \text{ Conduct.} - 0.337 \text{ RIV} \\ + 1.15 \text{ SAV} - 9.72 \text{ TC}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
6.65670	46.46%	7.02%	0.00%

- Sistema AS

Regression Equation

$$\text{SST} = -268 + 1.767 \text{ RIV} + 33.8 \text{ SAV} - 17.0 \text{ CT} + 0.403 \text{ Día} - 0.481 \text{ IVL} + 0.5789 \text{ DQO} - 1.11 \text{ NKT} \\ + 0.30 \text{ PT} + 0.194 \text{ DBO5} + 1.78 \text{ NO3-} + 4.79 \text{ Temperatura} - 4.5 \text{ pH} - 0.0121 \text{ Conductividad} \\ + 2.0 \text{ OD}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
41.2009	87.60%	77.96%	9.04%

Regression Equation

$$\text{NKT} = 29.7 + 0.0374 \text{ RIV} - 3.23 \text{ SAV} - 2.03 \text{ CT} + 0.0300 \text{ Día} - 0.0071 \text{ SST} - 0.0207 \text{ IVL} \\ - 0.0007 \text{ DQO} + 0.153 \text{ PT} - 0.0189 \text{ DBO5} + 1.270 \text{ NO3-} - 1.013 \text{ Temperatura} + 0.29 \text{ pH} \\ + 0.00319 \text{ Conductividad} + 1.799 \text{ OD}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
3.28965	96.59%	93.94%	87.90%

Regression Equation

$$\text{PT} = 6.9 - 0.0118 \text{ RIV} - 1.99 \text{ SAV} + 1.61 \text{ CT} - 0.0022 \text{ Día} + 0.0021 \text{ SST} - 0.0181 \text{ IVL} \\ + 0.0004 \text{ DQO} + 0.170 \text{ NKT} - 0.0663 \text{ DBO5} + 0.580 \text{ NO3-} - 0.027 \text{ Temperatura} - 0.29 \text{ pH} \\ + 0.00331 \text{ Conductividad} - 0.21 \text{ OD}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
3.46835	91.25%	84.44%	64.72%

Regression Equation

$$\text{DBO5} = 19 - 0.768 \text{ RIV} - 9.78 \text{ SAV} + 14.37 \text{ CT} + 0.007 \text{ Día} + 0.0218 \text{ SST} + 0.0218 \text{ IVL} \\ + 0.0556 \text{ DQO} - 0.334 \text{ NKT} - 1.052 \text{ PT} + 0.56 \text{ NO3-} - 0.29 \text{ Temperatura} + 2.44 \text{ pH} \\ + 0.0214 \text{ Conductividad} - 1.24 \text{ OD}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
13.8207	75.42%	56.31%	0.71%

Regression Equation

$$\text{NO3-} = -24.4 - 0.0467 \text{ RIV} + 2.43 \text{ SAV} + 1.25 \text{ CT} - 0.0197 \text{ Día} + 0.0049 \text{ SST} + 0.0209 \text{ IVL} \\ + 0.00129 \text{ DQO} + 0.5435 \text{ NKT} + 0.223 \text{ PT} + 0.0136 \text{ DBO5} + 0.760 \text{ Temperatura} - 0.04 \text{ pH} \\ - 0.00226 \text{ Conductividad} - 1.015 \text{ OD}$$

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
2.15237	97.08%	94.81%	88.66%

AIII. ANOVA-DBCA de las variables representativas del sistema AGS

DQO-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.000028	0.000014	3.93	0.031
SAV	1	0.000001	0.000001	0.21	0.648
CT	1	0.000001	0.000001	0.34	0.565
Error	28	0.000101	0.000004		
Lack-of-Fit	7	0.000041	0.000006	2.08	0.092
Pure Error	21	0.000060	0.000003		
Total	32	0.000131			

SST-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.019715	0.009858	3.65	0.039
SAV	1	0.002078	0.002078	0.77	0.388
CT	1	0.010863	0.010863	4.02	0.055
Error	28	0.075575	0.002699		
Lack-of-Fit	7	0.022702	0.003243	1.29	0.304
Pure Error	21	0.052873	0.002518		
Total	32	0.106569			

NTK-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	36.28	18.14	0.13	0.879
SAV	1	750.48	750.48	5.36	0.028
CT	1	681.54	681.54	4.87	0.036
Error	28	3919.48	139.98		
Lack-of-Fit	7	1262.33	180.33	1.43	0.248
Pure Error	21	2657.15	126.53		
Total	32	5351.07			

PT-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	24935	12467	3.22	0.055
SAV	1	24148	24148	6.24	0.019
CT	1	5893	5893	1.52	0.227
Error	28	108274	3867		
Lack-of-Fit	7	26046	3721	0.95	0.491
Pure Error	21	82229	3916		
Total	32	162904			

Cond.-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.000085	0.000042	0.80	0.460
SAV	1	0.000125	0.000125	2.35	0.137
CT	1	0.000692	0.000692	13.02	0.001
Error	28	0.001489	0.000053		
Lack-of-Fit	7	0.001169	0.000167	10.95	0.000
Pure Error	21	0.000320	0.000015		
Total	32	0.002396			

AIV. ANOVA-DBCA de las variables representativas del sistema AS

SST-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.003859	0.001929	3.65	0.039
SAV	1	0.002611	0.002611	4.94	0.034
CT	1	0.000920	0.000920	1.74	0.198
Error	28	0.014793	0.000528		
Lack-of-Fit	7	0.010607	0.001515	7.60	0.000
Pure Error	21	0.004187	0.000199		
Total	32	0.022234			

DQO-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.000185	0.000093	5.36	0.011
SAV	1	0.000001	0.000001	0.05	0.834
CT	1	0.000001	0.000001	0.08	0.786
Error	28	0.000483	0.000017		
Lack-of-Fit	7	0.000286	0.000041	4.33	0.004
Pure Error	21	0.000198	0.000009		
Total	32	0.000670			

IVL-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	1.63532	0.817662	4.36	0.022
SAV	1	0.21584	0.215837	1.15	0.292
CT	1	0.00439	0.004388	0.02	0.879
Error	28	5.24760	0.187414		
Lack-of-Fit	7	2.70841	0.386916	3.20	0.018
Pure Error	21	2.53919	0.120914		
Total	32	7.09471			

DBO₅-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.080187	0.040093	4.96	0.014
SAV	1	0.003453	0.003453	0.43	0.519
CT	1	0.015718	0.015718	1.95	0.174
Error	28	0.226257	0.008081		
Lack-of-Fit	7	0.108801	0.015543	2.78	0.033
Pure Error	21	0.117456	0.005593		
Total	32	0.323933			

pH.-e

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
RIV	2	0.027048	0.013524	1.53	0.233
SAV	1	0.048346	0.048346	5.48	0.027
CT	1	0.002460	0.002460	0.28	0.602
Error	28	0.246917	0.008818		
Lack-of-Fit	7	0.088371	0.012624	1.67	0.170
Pure Error	21	0.158546	0.007550		
Total	32	0.327614			

AV. Estrategia operativa para la formación de un sistema granular aerobio estable en un SBR

Tabla 18. Estrategia operativa para el desarrollo de un sistema AGS-SBR

Sistema AGS	
<i>Parámetros</i>	<i>Condiciones de operación</i>
Periodo total (d)	≈35
Tiempo de ciclo (TC-d)	3
Número de ciclos	≈12
TC (h)	72
Alimentación (min)	10
Tiempo de aireación (min)	4,295
Tiempo de sedimentación (min)	5
Descarga de efluente (min)	10
Tiempo de retención de lodos (d)	≈45
pH	6-8
OD (Kg O ₂ /m ³ ·d)	0.003-0.004
Temperatura (°C)	25±2
Volumen de trabajo (L)	4.5
Relación líquido/sólido	2:1
VA (L/min)	2.5
RIV (%)	67
TRH (h)	108
TCO (kg/m ³ ·d)	>0.6
SSLM inicial (mg/L)	>3,000

AVI. Productos del trabajo de investigación

1. Capítulo de libro

Título: A Critical Review on Algal-Bacterial Granular Sludge Process as Potential Economical Alternative to AOPs for Textile Wastewater Treatment

Fecha de aceptación: Diciembre del 2021

Libro: *Technology, Science and Culture: A Global Vision, Volume III*

Editorial: IntechOpen

Chapter

A Critical Review on Algal-Bacterial Granular Sludge Process as Potential Economical Alternative to AOPs for Textile Wastewater Treatment

*Celina Sanchez-Sanchez, Guillermo Baquerizo
and Ernestina Moreno-Rodríguez*

Author details

Celina Sanchez-Sanchez^{1*}, Guillermo Baquerizo² and Ernestina Moreno-Rodríguez¹

¹ Departamento de Ingeniería Civil and Ambiental, Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México

² Instituto de Investigación en Medio Ambiente Xabier Gorostiaga S.J., Universidad Iberoamericana Puebla, Puebla, Mexico

*Address all correspondence to: celina.sanchezs@udlap.mx

IntechOpen

© 2022 The Author(s). Licensee IntechOpen. This chapter is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited. 

2. Artículo

Título: Analysing the influence of operating conditions on the performance of algal-bacterial granular sludge processes for waste-water treatment: A review

Fecha de envío: 28/03/2022

Revista: *Water and Environment Journal*

Editorial: Wiley



Analysing the influence of operating conditions on the performance of algal-bacterial granular sludge processes for waste-water treatment: A review

Celina Sanchez-Sanchez^{a*}, Guillermo Baquerizo^b, Ernestina Moreno-Rodríguez^a

^aDepartment of Civil & Environmental Engineering, Universidad de las Américas Puebla, Sta. Catarina Mártir, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

^bInstituto de Investigaciones en Medio Ambiente Xabier Gorostiaga S.J., Universidad Iberoamericana Puebla, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

*Corresponding author: celina.sanchezsz@udlap.mx

Abstract

Algal-bacterial granular sludge (ABGS) systems are promising biological processes for waste-water treatment based on different aspects investigated, such as the symbiotic relationship between bacteria and algae or the effect of some specific operation conditions. However, there is still a lack of understanding on the influence of each operating parameter on the overall performance of ABGS-based system, as well as the suitable range of values for these parameters in order to attain a stable and efficient operation. This paper, therefore, presents a detailed analysis of the main operating parameters involved in the operation of ABGS systems. Based on this analysis, hydraulic retention time (HRT), light intensity (LI), and light/dark periods were identified as the most important operating factors because they improved granules formation, stability, and settleability as well as organic pollutant removal efficiency. The main advantages of ABGS compared to aerobic granular sludges (AGS) and microalgae consortia were also discussed.

Keywords: algal-bacterial processes, operating parameters, organic pollutant removal, waste-water biological treatment.

3. Artículo

Título: Development and performance of aerobic granular sludge from influential operating parameters variation for treating real mixed industrial/municipal wastewater

Fecha de envío: 10/11/2022

Revista: Water Environment Research

Editorial: Wiley



Development and performance of aerobic granular sludge from influential operating parameters variation for treating real mixed industrial/municipal wastewater

Celina Sanchez-Sanchez^{1*}; Gabriela Moeller-Chávez^{2*}; Ernestina Moreno-Rodriguez³; J. Alejandro Ortiz-Cruz⁴

¹Department of Civil & Environmental Engineering, Engineering School, Universidad de las Américas Puebla, Sta. Catarina Mártir, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

² Environmental Engineering Department, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, Boulevard Cuahnáhuac 566, El Texcal, Jiutepec, Morelos 62550, México.

³Department of Chemical Food and Engineering, Engineering School, Universidad de las Américas Puebla, Sta. Catarina Mártir, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

⁴APC/GDOT Professional Services, Aspen Tech de Mexico, Juarez, Cuauhtémoc, 06600, CDMX.

*Corresponding authors. Email address: celina.sanchezs@udlap.mx; gabriela.moeller@gmail.com

Abstract

The formation and settlement capacity of aerobic granular sludges (AGS) at bench-scale sequential batch reactor (SBR) while treating mixed wastewater from industrial and municipal origin was evaluated. The simultaneous removal of chemical oxygen demand (COD), total kjeldahl nitrogen (TKN), and total phosphorus (TP) from real mixed wastewater was also investigated. The focus was on the development and evolution of AGS, granules' morphology and stability, as well as removal performance through continuous experiments divided into seven stages. In each stage, influential operating parameters were varied. After 18-day operation, mature granules were identified, and after 25 days, an AGS system in stable conditions was obtained. Until day 48 (stage III), no relevant changes in the shape and stability of the aerobic granules were identified. During this stage, high removal efficiencies of COD (97.7%) and TKN (86.2%) were obtained under high parameter levels (HPL). Also, settling capacity through SVI of 65 ± 6.7 mL/g-TSS was improved. From stage IV until the experimental end, visible morphological changes on the AGS occurred (partial disintegration and rupture) but granules didn't completely disintegrate. Principal component analysis (PCA) analysis supported the experimental results found. Specifically, two key factors for driving compactness and for the structural integrity of AGS were identified: (1) $VER \geq 67$; and (2) $AR \leq 2.5$ L/min.

Keywords: aerobic granular sludge, real mixed wastewater, operating parameters, removal efficiency, stability, settling capacity, principal component analysis.

4. Congreso

19th ECORFAN® International Conference - Science, Technology and Innovation (2022)

Título: Analysis of correlations in the growth of biogranules from synthetic wastewater of industrial origin

Fecha de aceptación: 03/10/2022

Article

ECORFAN Journal-México

September, 2022 Vol.1 No.1 1-8-[Using ECORFAN]

Analysis of correlations in the growth of biogranules from synthetic wastewater of industrial origin

Análisis de correlaciones en el crecimiento de biogránulos a partir de aguas residuales sintéticas de origen industrial

MIRANDA-FLORES, German^{1†}, SANCHEZ-SANCHEZ, Celina², MORENO-RODRIGUEZ, Ernestina^{3*}

^{1,3}Department of Chemical Food and Engineering, Engineering School, Universidad de las Américas Puebla, Sta. Catarina Mártir, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

²Department of Civil & Environmental Engineering, Engineering School, Universidad de las Américas Puebla, Sta. Catarina Mártir, San Andrés Cholula, Puebla 72810, México.

*Corresponding author. Email address: ernestina.moreno@udlap.mx

International Identification of Science - Technology and Innovation

ID 1st Coautor: (0000-0002-5167-8239- ORC ID)

ID 2nd Coautor: (0000-0001-8434-4190- ORC ID) y CVU 2^{do} Coautor: (585593)

ID 3rd Coautor: (0000-0003-3136-5160- ORC ID) y CVU 2^{do} Coautor: (168136)

(Report Submission Date: September, XXX, 2022); Accepted (Insert date of Acceptance: Use Only ECORFAN)

Resumen

La correlación de Pearson es un método estadístico empleado para identificar dependencias entre variables. Este artículo propone emplear esta correlación para analizar las relaciones entre variables en un proceso de biogranulación usando agua sintética residual. Esta última fue preparada asumiendo un origen industrial textil. El análisis fue dividido en los ciclos aerobio, anaerobio y combinados. Los resultados obtenidos indican una relación del pH con respecto a las variables de oxígeno disuelto y conductividad en el ciclo aerobio. Mientras que, en el ciclo anaerobio se encontraron relaciones entre la conductividad y la densidad. En la evaluación de los datos totales (para ambos ciclos) la relación entre el pH y las variables de conductividad y mezclado mostraron una alta correlación en el sistema. Finalmente, la importancia de identificar relaciones entre las variables es importante para monitorear aquellas variables que pudieran afectar el sistema en cada uno de los ciclos de formación de los biogranulos. Por ejemplo, en los ciclos aerobios el proceso de desnitrificación es crucial para la descomposición hasta nitratos (N-NO₂) y nitritos (N-NO₃), o en el ciclo anaerobio la reducción a nitrógeno gas (N₂).

Palabras— gránulos aerobios, análisis de Correlación de Pearson, agua residual sintética

Abstract

Pearson correlation is a statistical method used to identify dependence of variables in a system. This paper proposed this correlation method to analyze the relations between variables in a biogranulation process using a synthetic wastewater. These later was prepared assuming an industrial textile origin. The analysis was divided in aerobic, anaerobic and combine cycles. Results obtained indicated Pearson correlation identified a relation in pH variable between dissolved oxygen and conductivity in aerobic cycle. Meanwhile, relations with conductivity between density are found in anaerobic cycles. Evaluating total data (in both cycles) relation pH variable between conductivity and mixing were found as a strong correlation in the system. Finally, the importance of identify relationship between variables it is important to monitoring those variables that might affect the system in each formation cycle of biogranulation. For example, in the aerobic cycle the denitrification is crucial to decomposed until nitrates (N-NO₂) and nitrites (N-NO₃), or in the anaerobic cycle the reduction to nitrogen gas (N₂).

Keywords—aerobic granules, Pearson correlation analysis, synthetic wastewater.

5. Seminario

Seminario de Formación de Habilidades Profesionales con Perspectiva de Género, celebrado del 31 de octubre al 3 de noviembre del 2019, en la ciudad de Toluca, Estado de México.

Título: Diseño de reactor biológico para efficientar el proceso simbiótico microalgas/ bacterias durante un tratamiento de aguas residuales industriales.

Fecha de aceptación: 09/09/2019

Diseño de reactor biológico para efficientar el proceso simbiótico microalgas/bacterias durante un tratamiento de aguas residuales industriales.



¹Celina Sanchez Sanchez, ²Ernestina Moreno Rodríguez, ³José L. Sánchez Salas

¹Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Doctorado en Ciencias del Agua.

²Departamento de Ingeniería Química y de Alimentos, ³Departamento de Ciencias Químico-Biológicas. Universidad de las Américas Puebla. Santa. Catarina Mártir. San Andrés Cholula, Puebla. C.P. 72810. México. celina.sanchezs@udlap.mx



Introducción

Actualmente la mayoría de los procesos simbióticos microalgas/bacterias para la remoción de contaminantes se lleva a cabo mediante los Sequential Batch Reactor (SBR), pues son sistemas muy utilizados para el control del crecimiento de microorganismos filamentosos y la obtención de estructuras más compactas, dando lugar a la formación de los biogránulos simbióticos. Los SBR incluyen aireación y agitación mecánica para realizar la simbiosis de las bacterias y las microalgas dentro del proceso biológico, requiriendo importantes cantidades de energía para lograr las eficiencias de remoción objetivo. Para minimizar este gasto energético, se ha propuesto un sistema SBR que funcione a partir sólo de una aireación inicial, acompañado de una recirculación del oxígeno/gas producidos por la simbiosis generada que ayude al mezclado del medio. Considerando que entre mayor sea el ajuste de las variables involucradas en la solubilidad de oxígeno en el medio, se tendrá una mejor tasa de transferencia de oxígeno, y por ende, una mejor consorcio simbiótico, para el diseño se tomó en cuenta el tipo, profundidad, potencia y diámetro de poro del difusor, tamaño de la burbuja, material y geometría del tanque.

Metodología

1. Evaluación de los diseños actuales de cada reactor ofrecido en el mercado.
2. Diseño del compresor, del sistema de aireación y de recirculación, en el reactor propuesto.
3. Optimización de la relación H/D y S/V.
4. Análisis de sensibilidad de los resultados de diseño obtenidos.
5. Representación a escala del SBR, con las dimensiones obtenidas en la optimización.

Resultados y discusión

La tabla 1, muestra los resultados obtenidos partir de los cálculos de diseño realizados para el reactor propuesto:

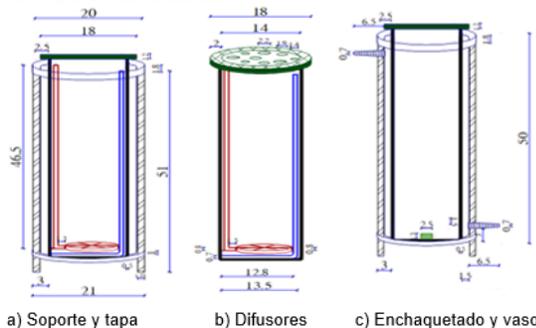
Parámetro	Unidad	Valor
Potencia de los compresores	W	0.043
Tipo de sistema de aireación	---	Tubular
Caudal de aire	L/min	0.695
Diámetro de difusores promedio	mm	0.3
No de orificios en el difusor	---	20
Frecuencia de formación de burbuja	S ⁻¹	1516
Diámetro de burbuja promedio	mm	2
Tipo de difusor de oxígeno/gas	---	Estrella

Por lo tanto, la presión suministrada por el compresor deberá ser igual o mayor a 0.043 W, para asegurar que ingresen al sistema las cantidades requeridas de aire para la granulación. En la tabla 1 se muestra el cálculo de la relación altura/diámetro (H/D) y superficie/volumen (S/V) para definir la geometría del reactor, considerando que entre más alta sea la relación H/D se tendrá un

mayor espacio iluminado, logrando una mayor fuerza de corte con la misma velocidad de aireación; y entre mejor sea la relación S/V hay una mejor acumulación de algas en los biogránulos

Reactor	D (cm)	H (cm)	Rel. H/D	Superficie	Volumen	Rel. S/V
Reactor 1	17	35	2.06	2323.2	7944.30	0.29
Reactor 2	17.5	35.3	2.02	2421.7	8490.65	0.29
Propuesto	14	50	3.57	2506.9	7696.90	0.33

En la figura 1 se muestra el diseño de reactor aerobio de acuerdo a las dimensiones calculadas:



Conclusiones

La utilización de un reactor biológico SBR que funcione sólo a base de aireación como fuente inicial de oxígeno, dentro de un sistema simbiótico microalgas/bacterias, puede lograr un ahorro importante de energía y por consecuencia, de costos; sin sacrificar la formación de los biogránulos y su eficiencia de remoción de los contaminantes.

Agradecimientos.

Agradecimientos a Conacyt por la beca académica otorgada, así como a los fondos para la investigación que ha aportado la Universidad de las Américas Puebla.

Referencias

1. Alviz M. Anibal, Cueto Ferreira D. Camilo. *Diseño de un sistema de aireación para una planta de lodos activados en Zofranca Mamonal*. Facultad de ingeniería. Cartagena. 2012. Cartagena. Pg. 29-35
2. Peña Guzmán C. Andrés. *Control de oxígeno disuelto en un tanque de aireación de una planta piloto de lodos activados*. 2012. Pg. 40-55
3. Rondal Balseca J. César. *Elaboración de un modelo de difusor de aire para tratamiento de aguas*. UDLA. 2018. Pg. 6-17