



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO



Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua

TESIS

DIGESTIBILIDAD DEL LODO AEROBIO GRANULAR

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS DEL AGUA

PRESENTA:

MAYRA PAOLA ROMERO CAMACHO

TUTOR ACADÉMICO:

DR. CHEIKH FALL

TUTORES ADJUNTOS:

DR. MARIO ESPARZA SOTO

† DRA. MARÍA TERESA OLGUÍN GUTIÉRREZ

Toluca, México, Agosto 2023

ABREVIATURAS

ASM	Modelo de lodos activados (por sus siglas en inglés Activated Sludge Model)
ASM1	Modelo de lodos activados N°1
ASM2	Modelo de lodos activados N °2
ASM3	Modelo de lodos activados N °3
ATP	Adenosina trifosfato
ATU	Aliltiurea
BPL	Baja producción de lodo
b_A	Tasa de decaimiento de la biomasa autótrofa (d^{-1})
b_H	Tasa de decaimiento heterótrofo (d^{-1})
$b'H$	Tasa específica de decaimiento de la biomasa heterótrofa (respiración endógena)
D. E.	Desviación estándar
DBO_5	Demanda biológica de oxígeno en 5 días (mg/L)
DQO	Demanda química de oxígeno (mg/L)
DQO_s	Demanda química de oxígeno soluble (mg/L)
DQO_T	Demanda química de oxígeno total (mg/L)
DQO_x	Demanda química de oxígeno particulado ($DQOT - DQO_s$) (mg/L)
Fa	Fracción activa
f_P	Fracción remanente del decaimiento celular (a dimensional)
icv	Relación DQO/SSV
icv_H	Relación DQO/SSV de la fracción XH
IcV_P	Relación DQO/SSV de la fracción XP
IVL	Índice volumétrico de lodos (mL/g)
Ivt	Relación SSV/SST
K1	Reactor biológico secuencial 1
K2	Reactor biológico secuencial 2
K	Tasa de decaimiento inicial (d^{-1})
K_{OH}	Coeficiente de saturación media de oxígeno para biomasa heterótrofa
K_{NO}	Coeficiente de saturación media de nitratos en la desnitrificación de biomasa heterótrofa

K_{NH}	Coeficiente de saturación media de amonio de biomasa heterótrofa
K_{OA}	Coeficiente de saturación media de oxígeno de biomasa heterótrofa
K_S	Constante de saturación media de sustrato para biomasa heterótrofa
LA	Lodo activado convencional
LAG	Lodo aerobio granular
η_g	Factor de corrección para crecimiento de biomasa autótrofa en medio anóxico
η_h	Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
NH_4^+	Nitrógeno amoniacal
OD	Oxígeno disuelto (mg/L)
ORP	Potencial de óxido reducción (mV) (por sus siglas en inglés Oxidation / Reduction Potential).
OSA	Aerobio-sedimentación-anaerobio (por sus siglas en inglés, Oxid-Settling-Anaerobic)
OUR	Tasa de consumo de oxígeno (oxygen uptake rate, mg/L·h, por sus siglas en inglés)
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residual
rO_2	(por sus siglas en inglés Oxygen Uptake Rate) (mg/L·h)
R^2	Coeficiente de determinación
S_{ALK}	Concentración de alcalinidad
S_I	Concentración de materia orgánica inerte soluble
SBR	Reactor secuencial batch (por sus siglas en inglés Sequential Batch Reactor)
SDV	Sólidos disueltos volátiles (mg/L)
SDT	Sólidos disueltos totales (mg/L)
S_{NH}	Concentración de amoníaco
S_{ND}	Concentración de nitrógeno orgánico soluble
S_{NO}	Concentración de nitratos y nitritos
S_S	Concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable
S_O	Concentración de oxígeno disuelto
SOUR	Tasa específica de consumo de oxígeno (por sus siglas en inglés Specific

	Oxygen Uptake Rate) (mg O ₂ /mg SSV·d)
SSF	Sólidos suspendidos fijos (mg/L)
SST	Sólidos suspendidos totales (mg/L)
SSV	Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)
SSVu	El valor último de los SSV en un lodo, cuando se considera que ya no hay biomasa activa en él (mg/L)
TI	Tanque de intercambio
TRC	Tiempo de retención celular (d)
TRH	Tiempo de retención hidráulico (h)
X _A	Biomasa autótrofa (mg/L)
X _H	Biomasa heterótrofa (mg/L)
X _{Hini}	Valor inicial de X _H (mg/L)
X _I	Materia orgánica inerte particulada (mg/L)
X _P	Materia orgánica inerte particulada producida por el decaimiento celular (mg/L)
X _{Pini}	Valor inicial de X _P (mg/L)
X _S	Sustrato particulado lentamente biodegradable (mg/L)
X _{Sto}	Sustrato almacenado dentro de la bacteria (mg/L)
Y _H	Coeficiente de rendimiento de la fracción heterótrofa (mg SSV/mg DQO removido)
Y _{obs}	Coeficiente de rendimiento observable (mg SSV/mg DQO removido)

RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales, en particular con el proceso de lodo activado (LA), genera como subproducto grandes cantidades de lodo residual. El tratamiento y disposición de este lodo puede representar hasta el 50 y 60 % del costo total de la operación, por lo que es importante minimizar la cantidad de lodo que se genera en el tratamiento de aguas residuales. Asimismo, el residuo debe ser tratado para su estabilización.

Para atender esta problemática, se han desarrollado investigaciones que contribuyen a disminuir el volumen del lodo, mediante procesos que reducen la generación de lodo desde la fuente (sobre la línea de agua); algunos de estos procesos son OSA (por sus siglas en inglés (oxic-settling-anaerobic) y Cannibal. Lo que tienen en común estos últimos procesos es que se intercala un digestor llamado también tanque de intercambio en la línea de re-circulación del lodo LA. No se tiene un conocimiento preciso sobre los mecanismos involucrados en el digestor en cuanto al ambiente óptimo y todas las causas de la reducción adicional del lodo.

El concepto de baja producción de lodo es aceptado en literatura para designar las variantes de procesos de LA modificados similares a OSA y el Cannibal, sin embargo, aún quedan preguntas por resolver entre ellas que tan efectivo es el proceso de degradación de los diferentes componentes del lodo y en particular del residuo endógeno (X_P). En el caso particular de lodo floculentos se ha comparado la degradación del lodo en diferentes condiciones en los tanques de intercambio, sin embargo, lo anterior aún no se ha hecho con lodos granulares.

El lodo aerobio granular (LAG) es una nueva tecnología de tratamiento de aguas residuales y es una variante del lodo activado (LA). Entre las ventajas de esta tecnología están la estructura compacta y densa del lodo, sus excelentes facilidades de sedimentación y la posibilidad de mantener mayores concentraciones de biomasa en el licor mixto. Hasta ahora, la digestibilidad de LAG ha sido muy poco investigada.

Por lo que el objetivo de la presente investigación fue estudiar la digestibilidad del lodo aerobio granular en diferentes ambientes (aerobio, intermitente y anaerobio) en términos de velocidad de la reducción de los sólidos en digestores mediante el uso de la modelación con base en el ASM1 y datos obtenidos en reactores a nivel laboratorio.

Para poder desarrollar esta investigación se generó un lodo aerobio granular modelo. El lodo fue previamente producido en dos reactores biológicos secuenciales en columna de 4.26 L y con agua sintética, la cual contenía una fuente de carbono (acetato) con una demanda química de oxígeno de 500 mg/L.

La primera etapa de los experimentos consistió en digerir el lodo modelo en un ambiente aerobio y se mantuvo en operación alrededor de 2 meses. Dentro de este tiempo se realizaron análisis tales como demanda química de oxígeno (soluble y total), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), se realizó respirometría, medición de pH, temperatura, NH_4^+ , NO_3^- y análisis microbiológico, por mencionar algunos.

Al concluir la digestión aerobia los datos obtenidos fueron modelados en el programa Aquasim en un modelo ASM1 que considera el decaimiento heterótrofo por respiración endógena como principal mecanismo de reducción de lodo en la digestión. La modelación permitió estimar la constante bH (0.047 d^{-1}) que es la constante cinética de primer orden que describe la muerte por respiración endógena de la biomasa heterótrofa. El valor de bH resultó ser 5 veces más bajo de lo que es reportado en la literatura para los organismos heterótrofos ordinarios (OHOs cuyo bH es 0.2 d^{-1}). Se alcanzó una reducción del 44 % de SSV. Por lo cual el LAG es menos digestible que el LA floculento.

En la segunda etapa, se puso el lodo modelo en digestión intermitente (5 min de aireación cada 3 horas); este experimento fue realizado a lo largo de 2 meses aproximadamente. De igual forma algunos de los análisis realizados fueron la medición de SSV, DQO, temperatura entre otros. En este tiempo se alcanzó una reducción promedio del 35% de SSV en el digestor. Las condiciones de limitación de oxígeno al alternar condiciones aerobias y anaerobias favorecen la degradación de la materia orgánica y el nitrógeno. Los resultados de los digestores fueron simulados en el programa Aquasim. El valor calculado para la tasa de decaimiento de bH de 0.028 d^{-1} , aún más lento que la precedente digestión aerobia. Sin embargo, la digestión intermitente propicia la nitrificación-desnitrificación del amoníaco liberado del decaimiento.

Finalmente, la última fase consistió en digerir el lodo modelo en condiciones anaerobias durante dos meses aproximadamente. Para este experimento, se realizaron vía una prueba de hidrólisis y se enfocó en la medición de SSV, DQO (soluble y total), potencial de oxído reducción (ORP) por mencionar algunos parámetros. La constante de decaimiento bH fue de 0.005 d^{-1} .

De lo anterior, se concluye que los dos mejores ambientes de digestión son la aerobia por la mayor velocidad o la intermitente por su aportación adicional con no producir una acumulación de nitratos en el lodo. El modelo ASM1 reducido permitió modelar la reducción de los sólidos en los digestores, informando que el lodo granular modelo es mucho menos digestible que el lodo activado convencional (floculento).

ABSTRACT

The treatment of wastewater, particularly using the activated sludge process (ASP), generates significant amounts of residual sludge as a byproduct. The treatment and disposal of this sludge can account for up to 50 to 60% of the total operating cost, making it important to minimize the amount of sludge generated in wastewater treatment. Additionally, the residue needs to be treated for stabilization.

In order to address this issue, research has been conducted to reduce the volume of sludge generated in wastewater treatment. These studies focus on processes that minimize sludge generation at the source (on the water line). Some of these processes include OSA (oxic-settling-anaerobic) and Cannibal. What these processes have in common is the incorporation of a digester, also known as an exchange tank, in the activated sludge (ASP) recirculation line. However, there is still no precise understanding of the mechanisms involved in the digester, such as the optimal environment and all the causes of additional sludge reduction.

The concept of low sludge production is accepted in literature to designate modified variants of the activated sludge processes (ASP) similar to OSA and Cannibal. However, there are still unanswered questions, including how effective the degradation process is for different sludge components, particularly the endogenous residue (XP). In the case of flocculent sludge, the degradation of sludge under different conditions in exchange tanks has been compared. However, this comparison has not yet been conducted for granular sludge.

Granular aerobic sludge (GAS) is a new wastewater treatment technology and a variant of activated sludge (AS). Among the advantages of this technology are the compact and dense structure of the sludge, its excellent settling characteristics, and the ability to maintain higher concentrations of biomass in the mixed liquor. However, the digestibility of GAS has been poorly investigated thus far.

Therefore, the aim of this research was to study the digestibility of granular aerobic sludge in different environments (aerobic, intermittent, and anaerobic) in terms of the solids reduction rate in digesters using modeling based on ASM1 and data obtained from laboratory-scale reactors.

In order to conduct this research, a model granular aerobic sludge was generated. The sludge was previously produced in two 4.26 L sequential biological reactors using synthetic water, which contained a carbon source (acetate) with a chemical oxygen demand of 500 mg/L.

The first stage of the experiments involved digesting the model sludge in an aerobic environment, which was operated for approximately 2 months. During this period, various analyses were conducted, including chemical oxygen demand (soluble and total), total suspended solids and volatile suspended solids (TSS and VSS), respirometry, pH measurement, temperature, NH_4^+ , NO_3^- , and microbiological analysis, among others.

After completing the aerobic digestion, the obtained data were modeled in the Aquasim software using an ASM1 model that considers heterotrophic decay through endogenous respiration as the primary mechanism for sludge reduction during digestion. The modeling allowed for estimating the bH constant (0.047 d^{-1}), which represents the first-order kinetic constant describing the death rate of heterotrophic biomass through endogenous respiration. The calculated bH value was found to be 5 times lower than what is reported in the literature for ordinary heterotrophic organisms (OHOs, whose bH is 0.2 d^{-1}). A reduction in the percentage of volatile suspended solids (VSS) was achieved. Consequently, it can be concluded that granular aerobic sludge (GAS) exhibits lower digestibility compared to flocculent activated sludge (AS).

In the second stage, the model sludge was subjected to intermittent digestion (5 minutes of aeration every 3 hours). This experiment was conducted over a period of approximately 2 months. Similarly, some of the analyses performed included the measurement of VSS, COD, temperature, among others. During this time, an average reduction of 35% in VSS was achieved in the digester. The alternating aerobic and anaerobic conditions in intermittent digestion favor the degradation of organic matter and nitrogen. The results from the digesters were simulated using the Aquasim software. The calculated value for the bH decay rate was 0.028 d^{-1} , even slower than the previous aerobic digestion. However, intermittent digestion promotes the nitrification-denitrification of ammonia released during decay.

Finally, the last phase involved digesting the model sludge under anaerobic conditions for approximately two months. For this experiment, a hydrolysis test was conducted, focusing

on measurements of VSS, DQO (soluble and total), and oxidation-reduction potential (ORP), among other parameters. The decay constant b_H was 0.005 d^{-1} .

From the above, it can be concluded that the two most favorable digestion environments are aerobic due to its higher rate and intermittent due to its additional contribution without causing nitrate accumulation in the sludge. The reduced ASM1 model enabled the modeling of solids reduction in the digesters, revealing that the model granular sludge is much less digestible than conventional activated sludge (flocculent).

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	2
CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES.....	5
1.1 GENERACIÓN DE LODO Y SU GESTIÓN	5
1.2 PROCESOS DE BAJA PRODUCCIÓN DE LODO	6
1.2.1 PROCESO OSA.....	7
1.2.2 PROCESO CANNIBAL	8
1.2.3 PROCESO ASSR.....	9
1.3 LODO AEROBIO GRANULAR.....	9
1.4 ESTABILIZACIÓN DEL LODO RESIDUAL	10
1.4.1 PROCESO DE DIGESTIÓN AEROBIA	10
1.4.2 PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	11
1.4.3 PROCESOS FISICOQUÍMICOS	13
1.4.4 PROCESO DE COMPOSTEO.....	14
1.4.5 VERMICOMPOSTEO	14
1.5 MODELOS DE LODO ACTIVADO.....	15
1.5.1 COMPONENTES DE ASM 1	16
1.5.2 PROCESOS DE ASM1	16
1.5.3 MODELACIÓN DE LA DIGESTIÓN A TRAVÉS DEL PROCESO DE DECAIMIENTO	18
1.6 LEGISLACIÓN DE LODOS RESIDUALES	19
CAPÍTULO 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	23
2.1 JUSTIFICACIÓN CONTEXTUAL Y CIENTÍFICA.....	23
2.2 HIPÓTESIS.....	25
2.3 OBJETIVO GENERAL	26
2.3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
CAPÍTULO 3. DISEÑO EXPERIMENTAL EN GENERAL	28
CAPÍTULO 4. MÉTODOS Y RESULTADOS (I): PRODUCCIÓN DE LODO MODELO....	31
4.1 METODOLOGÍA.....	31
4.1.1 OPERACIÓN DE REACTORES LAG	31
4.1.2 TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS (EFLUENTE Y BIOMASA)	34
4.2 RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	35
4.2.1 CARACTERÍSTICAS Y DESEMPEÑO DE LAG.....	35

4.2.2	CONTROLES DE OPERACIÓN	36
CAPÍTULO 5. MÉTODOS Y RESULTADOS (II): DIGESTOR AEROBIO		44
5.1	METODOLOGÍA.....	44
5.1.1	PREPARACIÓN DE DIGESTOR AEROBIO.....	44
5.1.2	TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS	45
5.1.3	RESPIROMETRÍA.....	46
5.1.4	MODELACIÓN	46
5.1.4.1	REGRESIÓN LINEAL	47
5.1.4.2	REGRESIÓN NO LINEAL.....	48
5.2	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	50
5.2.1	CONTROLES DE OPERACIÓN	51
5.2.2	ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO.....	61
5.2.2.1	MÉTODO DE REGRESIÓN LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV	61
5.2.2.2	MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL.....	63
5.3	CONCLUSIONES SOBRE DIGESTIÓN AEROBIA	64
CAPÍTULO 6. MÉTODOS Y RESULTADOS (III): DIGESTOR INTERMITENTE.....		67
6.1	METODOLOGÍA.....	67
6.1.1	MONTAJE EXPERIMENTAL.....	67
6.1.2	TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS	68
6.2	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	69
6.2.1	CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LODO	69
6.2.2	CONTROLES DE OPERACIÓN	70
6.2.3	ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO	76
6.2.3.1	MÉTODO DE REGRESIÓN LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV.....	76
6.2.3.2	MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL.....	79
6.3	CONCLUSIONES DEL DIGESTOR INTERMITENTE	80
CAPÍTULO 7. MÉTODOS Y RESULTADOS (IV): DIGESTOR ANAEROBIO.....		82
7.1	METODOLOGÍA PARA LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS	83
7.1.1	PREPARACIÓN DE DIGESTOR ANAEROBIO.....	83
7.1.2	TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS PARA LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS....	84
7.1.3	MODELACIÓN PARA PRUEBA DE HIDRÓLISIS	86
7.2	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	86
7.2.1	DEGRADACIÓN DE SÓLIDOS MEDIANTE LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS	86

7.2.2	COMPORTAMIENTO DE LOS PARÁMETROS DE LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS.....	87
7.2.3	ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO PARA PRUEBA DE HIDRÓLISIS	90
7.2.3.1	MÉTODO DE REGRESIÓN LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV	90
7.2.3.2	MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV.....	91
7.3	CONCLUSIONES DEL DIGESTOR ANAEROBIO.....	95
CAPÍTULO 8. DISCUSIONES		97
CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES.....		105
CONCLUSIONES GENERALES		105
RECOMENDACIONES		106
FUENTES BIBLIOGRÁFICAS		108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Proceso Cannibal	8
Figura 3.1 Diseño experimental general.....	28
Figura 4.1. Preparación y limpieza del lodo para la Inoculación de LAG en RBS convencional (pecera)	31
Figura 4.2. Reactor LAG-RBS en columna	33
Figura 4.3. Variación de pH y temperatura de noviembre 2021 a marzo 2022 en RBS columna	36
Figura 4.4. Sólidos suspendidos totales (SST) de biomasa en RBS columna.....	37
Figura 4.5 Sólidos suspendidos totales (SST) de efluente en RBS columna.....	37
Figura 4.6 Corrida entre etapas del ciclo del LAG-RBS en columna.....	38
Figura 4.7 Morfología de LAG.....	39
Figura 4.8 Tamaño promedio de partículas del LAG	40
Figura 4.9 Géneros del LAG clasificados por abundancia decreciente	40
Figura 4.10 Grupos funcionales bacteriano en RBS de LAG.....	41
Figura 5.1 Digestor aerobio.....	44
Figura 5.2 Respirometría	53
Figura 5.3 Valores de DQO _S , N- N03 – y pH	54
Figura 5.4 Perfiles de SSV del digestor aerobio	55
Figura 5.5 Perfiles de DQO _T y DQO _X	56
Figura 5.6 Géneros clasificados por abundancia en la digestión aerobia	58
Figura 5.7 Géneros persistentes antes y después de la digestión aerobia.....	59
Figura 5.8 Abundancia de los grupos funcionales antes y después de la digestión	60
Figura 6.1 Digestor intermitente.....	67
Figura 6.2 Perfiles de temperatura y pH del digestor intermitente.....	72
Figura 6.3 Perfiles de oxígeno disuelto	73
Figura 6.4 Perfiles de SST y SSV del digestor intermitente.....	74
Figura 6.5 Perfiles DQO _T y DQO _X en el digestor intermitente.....	75

Figura 6.6 Perfil de $N-NH_4$ y $N-NO_3$ en el digestor intermitente,	76
Figura 6.8 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento.....	77
Figura 6.9 Regresión lineal para la estimación de decaimiento modificado.....	78
Figura 6.10 Modelación y regresión no lineal por medio de Aquasim en el digestor intermitente.....	79
Figura 7.1 Diseño experimental por el digestor anaerobio.	82
Figura 7.2 Montaje experimental para estudio de hidrólisis.....	83
Figura 7.4 Perfiles de C.E. y ORP durante la degradación anaerobia del LAG	88
Figura 7.5 Perfiles de DQO_S , SDT Y $N-NH_4$	89
Figura 7.6 Perfiles de DQO_T y DQO_X	90
Figura 7.7 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento del digestor anaerobio.....	91
Figura 7.8 Ajuste de datos con el modelo del digestor anaerobio	92
Figura 7.9 Ajuste de datos del digestor anaerobio	94
Figura 7.10 Fijación de F_a y respirometria	94
Figura 8.1 Comparación de regresión lineal con método de SSVu	97
Figura 8.2 Regresión lineal en la prueba de hidrólisis	98
Figura 8.3 Resumen de los ajustes del modelo de digestión en Aquasim	99
Figura 8.4 Ciclo del nitrógeno en diferentes ambientes de digestión	101
Figura 8.5 Comportamiento de nitrato	102
Figura 8.6 Comportamiento de Nitrito.....	103

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Composición de influente sintético	32
Tabla 4.2 Parámetros medidos y métodos estandarizados	35
Tabla 4.3. Caracterización de lodo-modelo	36
Tabla 4.4 Estructura de la comunidad microbiana (abundancia de grupos funcionales) ..	41
Tabla 5.1 Respiración endógena	49
Tabla 5.2 Decaimiento	49
Tabla 5.3 Caracterización inicial al lodo del digestor aerobio	51
Tabla 5.4 Temperatura en digestor aerobio	52
Tabla 5.5 Géneros bacterianos dominantes en el LAG después de la digestión aerobia	57
Tabla 5.6 Estructura de la comunidad bacteriana (abundancia de grupos funcionales)...	60
Tabla 5.7 Sensibilidad del método de linealización al valor de SSVu elegido	62
Tabla 5.8 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar	64
Tabla 6.1 Caracterización inicial del lodo del digestor intermitente	70
Tabla 6.2 Temperatura en el digestor intermitente	71
Tabla 6.3 Estimación de la constante de decaimiento SSV y DQO	79
Tabla 7.1 Forma de muestreo (tubos sacrificados a cada muestreo)	84
Tabla 7.2 Parámetros medidos y métodos estandarizados	86
Tabla 7.3 Caracterización inicial al lodo de los digestores anaerobios	87
Tabla 7.4 Temperatura en el digestor anaerobio	88
Tabla 7.5 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar	93
Tabla 7.6 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar del digestor anerobio	95
Tabla 8.1 Decaimiento en los diferentes ambientes	100

INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas residuales municipales con procesos de lodos activados convencionales (LA) genera grandes cantidades de sólidos residuales, lo que da lugar a altos costos para su tratamiento, estabilización, incineración y disposición (Guo et al., 2020a). Para hacer frente a esta problemática, se ha insistido en desarrollar procesos que logren disminuir el volumen de lodo residual a disponer y procesos para su estabilización. El lodo aerobio granular (LAG) es una variante de tecnología de tratamiento de aguas residuales de reciente generación procedente del lodo activado (LA) y que se aplica cada vez más a gran escala. La estructura compacta y densa del lodo granular ofrece excelentes capacidades de sedimentación y la posibilidad de mejorar la concentración del lodo activado y, por lo tanto, la capacidad de tratamiento biológico (Jahn et al., 2019).

Un número creciente de reactores de secuenciación por lotes (RBS) se operan utilizando el proceso de LAG (Pronk et al., 2015). Hay necesidad de conocer el comportamiento de lodo de tipo granular durante su digestión, ya sea con respecto a su estabilización o con respecto al uso de digestores empleados como tanque de intercambio en procesos de lodo activado modificado como el Caníbal y el OSA (por sus siglas en inglés Oxic Settling Anaerobic); estos son procesos de lodo activado en la que se intercala un digestor en la línea de recirculación de lodo, lo anterior por reducir para reducir la cantidad de lodo producido en un LA.

Entre las tecnologías más empleadas para estabilización de lodos están la digestión anaeróbica (DAn) y la digestión aerobia (Val Del Río et al., 2014). Estos procesos de estabilización se han empleado comúnmente para tratar lodo primario y lodos activados residuales. De manera similar, la digestión es una opción potencial para estabilización del lodo residual procedente de la nueva variante del lodo activado que es LAG, sin embargo, los estudios sobre el tema de digestión de LAG son limitados (Guo et al., 2020b).

El objetivo de este proyecto de investigación es estudiar y comparar la digestión de LAG bajo diferentes ambientes (anaerobio, aerobio e intermitente), así como valorar la eventualidad de degradación del residuo endógeno en estos ambientes.

Para este fin, se utilizarán herramientas de modelación matemática con base al modelo ASM1 (Modelo de lodo activado No. 1) y versiones modificadas para determinar los

parámetros de la fracción activa (F_a) y la tasa de decaimiento heterótrofo (b_H) durante la digestión.

El documento se encuentra integrado por la presente introducción, siete capítulos, conclusión general y referencias bibliográficas. El primer capítulo incluye los antecedentes de los procesos de baja producción de lodo, los tipos de digestión, las características del lodo aerobio granular y las investigaciones que se tienen respecto a la modelación y simulación del lodo activado.

El capítulo dos comprende el planteamiento del problema presentando una justificación de la necesidad de la investigación, el desarrollo de una hipótesis y el objetivo general y específicos.

En el tercer capítulo se da a conocer el diseño experimental general que conlleva el desarrollo de la investigación.

El cuarto capítulo cuarto habla de la producción del lodo modelo, se dan a conocer la forma de operación de los reactores, su monitoreo hasta ser considerado un lodo granular, asimismo, el análisis de sólidos suspendidos totales para acreditar la estabilidad y por último los estudios de microbiológicos.

En el capítulo cinco encontramos el desarrollo de la digestión aerobia donde se incluyen los métodos, análisis, resultados y conclusiones que se realizaron para comprender el comportamiento de la digestión aerobia.

En el capítulo seis se presentan los métodos, resultados y conclusiones correspondientes al digestor intermitente. Lo mismo se fue realizando en el capítulo siete para la digestión anaerobia.

Se desarrolló el capítulo ocho en donde se comparan y discuten los resultados generados por los tres diferentes ambientes.

Finalmente, en una última sección se dan a conocer las conclusiones generales y recomendaciones.

Al final del documento se encuentra la bibliografía que fue consultada para el desarrollo de este trabajo.

CAPÍTULO 1

ANTECEDENTES

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.1 GENERACIÓN DE LODO Y SU GESTIÓN

El proceso de lodos activados (LA), es conocido desde hace más de 100 años (Bengtsson et al., 2018a). Actualmente, el proceso de lodos activados es uno de los métodos más empleados para el tratamiento de aguas residuales de plantas medianas a grandes escalas (Martínez-García et al., 2015).

La función básica en el proceso de tratamiento biológico de aguas residuales es convertir la materia orgánica en células bacterianas floculadas para que puedan ser separadas del agua y eliminarse en una forma concentrada denominada exceso de lodo (Liu, 2002).

La producción de lodo residual a partir del proceso de tratamiento biológico de aguas es muy elevada (Martínez-García et al., 2015; Sodhi et al., 2018). La gestión, reducción o eliminación de esta creciente cantidad de lodo residual se ha convertido en un desafío (Guo et al., 2013) debido a lo siguiente:

1. El gasto por el tratamiento del lodo es alto, se estima que representan entre el 50 % hasta el 60 % del costo total del tratamiento de aguas residuales (Bernat et al., 2016; Liu, 2002; Teoh & Li, 2019)
2. El uso de vertederos ha disminuido debido a la falta de suelos disponibles.
3. La aplicación de lodos tratados a la tierra se ha vuelto cada vez más restringida debido al impacto ambiental presentado.
4. Contienen sustancias con características ofensivas que no lograron ser removidas en el tratamiento del agua (Raheem et al., 2018).
5. Presenta riesgos sanitarios, debido a la presencia de virus, bacterias y otros microorganismos patógenos como son: protozoarios, helmintos, amibas, entre otros (Ramdani et al., 2012).

La gestión y eliminación de esta creciente cantidad de residuos del LA se ha convertido en un desafío más en el campo de tratamiento biológico (Guo et al., 2013). Por lo que se ha prestado mayor atención a la búsqueda de tecnologías aceptables para la reducción de lodos (Khursheed & Kazmi, 2011), mejor desde la línea de aguas, si no después en la línea de tratamiento de lodo.

Por lo general, las tecnologías de minimización pueden implicar la producción de lodo de aguas residuales con tres diferentes estrategias:

- 1) **Proceso de reducción con usar alto TRC en el lodo activado:** Se busca reducir la producción de lodo dentro del proceso de tratamiento biológico del agua y disminuir el volumen de lodo a purgar del sistema. Es el caso de las variantes del proceso de lodo activado operado con alto tiempo de retención celular (TRC) como las zanjas de oxidación, la variante de aireación extendida e igual el lodo aerobio granular que suele operar con alto TRC.
- 2) **Procesos de reducción desde la línea de tratamiento de lodos (intercalar un digestor en la recirculación):** En este caso se intercala un proceso reductor de lodo en la línea de recirculación de sólidos en el LA. Estos son digestores internos llamados tanques de intercambio (TI).
Gran parte de estos procesos de reducción de lodo buscan aprovechar las funciones del metabolismo de la biomasa o bien, interrumpir estas funciones con el objetivo de reducir la cantidad de lodo excedente de las plantas de tratamiento, por ejemplo, OSA y Cannibal.
A este tipo de solución en la literatura se conoce como proceso de baja producción de lodo (BPL). Hasta ahora los BLP como OSA y Cannibal han sido aplicados a LA, y todavía no con LAG.
- 3) **Procesos en la línea de tratamiento del lodo:** Estas tecnologías son un post tratamiento que no representa una estrategia de reducción previa de lodos, sin embargo, proporciona un lodo residual estable, con poca humedad y libre de patógenos, además de reducir la cantidad de lodo. Algunas de estas tecnologías son: digestión, incineración, oxidación con aire seco, gasificación con pirólisis. Es el enfoque clásico de Tratamiento de lodo.

Los estudios de digestión de LAG realizados en este proyecto tienen un interés en los enfoques 2 y 3.

1.2 PROCESOS DE BAJA PRODUCCIÓN DE LODO

Se busca utilizar métodos que tengan una baja producción de lodos (BPL), mediante tratamientos adicionales que pueden matar y provocar una lisis celular que libere materia orgánica para que pueda ser aún más degradada, o solo se puedan dañar a los microorganismos que llevan la energía a reacciones de desacoplamiento, donde la energía se produce en reacciones catabólicas biológicas hacia funciones de

mantenimiento y reparación, en lugar de ser conducida hacia la producción de biomasa (Liu & Joo-Hwa, 2001;Pérez-Elvira et al., 2006).

Han sido propuestos diferentes procesos (BPL) que pretenden reducir la producción de lodo con modificar la línea de tratamiento de agua; algunos nombres utilizados para designar estos sistemas son: Cannibal, OSA (acrónimo en inglés Oxic Settling Anaerobic), Biminex, HRAS (acrónimo en inglés Hing Rate Activated Sludge), AnMBR (acrónimo en inglés Anaerobic Membrane Bioreactor), entre otros. Los procesos de baja producción de lodo pueden ser aplicados con el nuevo proceso de lodo aerobio granular (LAG), pero habrá necesidad de estudiar su digestión conforme a un tanque de intercambio. El adoptar el BPL al LAG en su turno podría mejorar la estabilización de LAG.

1.2.1 PROCESO OSA

El proceso OSA es un proceso de reducción de lodos in situ, empleado en plantas municipales de tratamiento de aguas residuales(Xu et al., 2020). De esta forma, el lodo es sometido a una alteración de ambiente aerobio rico en sustrato (tanque de aireación) y un ambiente de hambruna (digestor intercalado). Esto ocasiona el desacoplamiento del metabolismo bajo condiciones alternas de festín y hambruna, lo que puede reducir la producción de lodos hasta un 30 % aproximadamente (Huang et al., 2019).

Hasta la fecha, el procesamiento en un flujo lateral en la línea de tratamiento de agua se convierte en un avance operativo correctivo ideal para la minimización de biosólidos del tratamiento principal de aguas residuales. Entre las mejoras operativas de flujo lateral prominentes a lodo activado convencional, el proceso OSA es el más conocido en todo el mundo debido a su prometedora sostenibilidad operativa en la minimización del exceso de lodo de las aguas residuales municipales (Sodhi et al., 2018).

En una planta piloto OSA se evaluó la reducción de producción de lodo, con la recirculación de los sólidos biológicos a través de un tanque de intercambio (digestor). El rendimiento de lodo observado, obtenido por alimentación del sistema con aguas residuales reales, tuvo una reducción del exceso de producción de lodos del 49.6 ± 20.7 % respecto al sistema de lodo activado convencional; la recirculación de los lodos a través del tanque de retención de lodos favoreció la solubilización de DQO y nitrógeno amoniacal relacionada con la descomposición del lodo (Vitanza et al., 2019).

1.2.2 PROCESO CANNIBAL

Otro proceso de BPL que se conoce es el que se usa un reactor anaeróbico de corriente lateral y es conocido como el proceso comercial Cannibal®, que incluye algunos dispositivos físico-mecánicos (cribado, hidrociclones) para separar sólidos inertes, además de tener un tanque de intercambio o digestor en la línea de recirculación de lodo de un LA (Velho et al., 2016). En el proceso Caníbal, el sistema de lodo activado convencional es modificado en el retorno de lodos con dos tipos de procesos, uno físico y otro biológico (Figura 1-1). El proceso físico consta de dos componentes; el primero es un tamiz muy fino por el cual pasa una porción del licor mezclado, produciendo un desecho similar a la pulpa de papel y obteniendo de un 30 a un 40 % de sólidos. Esta materia es esencialmente materia orgánica inerte (X_i), compuesta por cabello y fibras de celulosa (aproximadamente 90 % son sólidos volátiles). La segunda parte del proceso físico es un hidrociclón, por el cual circula el licor mezclado de modo intermitente. Este sistema remueve arena y partículas inorgánicas densas. El proceso físico reduce los sólidos suspendidos del licor mezclado de un 20 a 30 % (Millan-Lagunas, 2017).

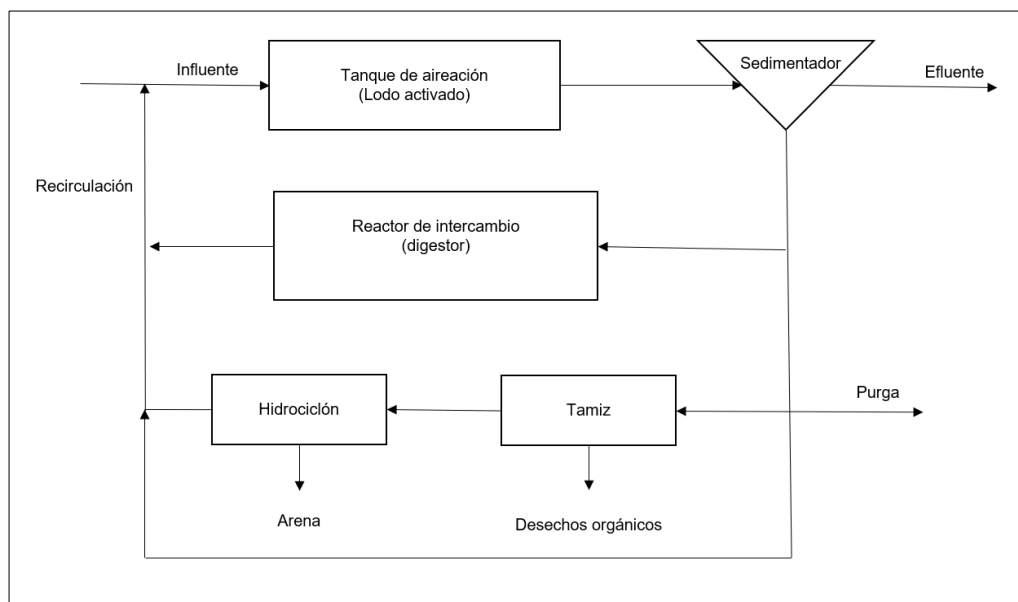


Figura 1.1 Proceso Cannibal

El proceso Cannibal, que incorpora un reactor anaeróbico de corriente lateral con lodo activado, fue diseñado para reducir significativamente el exceso de producción de lodo sin un efecto negativo en la calidad del efluente o las características de sedimentación del lodo activado. Un proceso Cannibal típico consta de obras de cabecera, zanjas de oxidación, un clarificador y un biorreactor de intercambio. El efluente ingresa al sistema

en la cabecera (pantallas o desarenador), y las salidas del sistema son el efluente clarificado, el lodo de desecho del clarificador y los gases producidos. A diferencia de los sistemas de lodo activado convencional, una porción (típicamente alrededor del 5 %) del lodo activado del retorno se dirige al biorreactor de intercambio, que es diseñado para un tiempo de retención de sólidos de 10 días (Xiong et al., 2020).

1.2.3 PROCESO ASSR

El proceso de reducción de lodos in situ mediante la inserción de un reactor de flujo lateral anaerobio (ASSR) en una línea de retorno de lodos proporciona un enfoque rentable para reducir la producción de lodos en sistemas de lodos activados. Muchos enfoques de reducción de lodos in situ se han propuesto como una forma rentable de disminuir la producción de lodos activados. El proceso biológico con una corriente lateral hacia un reactor anaerobio (ASSR), fue utilizado por (Zheng et al., 2019), si bien algunos autores utilizan un nombre diferente, el ASSR es muy similar al OSA o el Cannibal. Los efectos del pretratamiento ultrasónico sobre la reducción de lodos, la sedimentabilidad, la deshidratación y la estructura microbiana de la comunidad en el reactor de flujo lateral anaerobio (ASSR) fueron investigados con tres reactores anaerobios operados en paralelo. La ultrasonificación del 3.65 % al 5.08 % en la ASSR mejoraron aún más la eficiencia al 19.2 % de reducción de lodo. El pretratamiento ultrasónico de lodos redujo el potencial de oxidación-reducción (ORP) en la ASSR y mejoró la liberación de sustancias intracelulares. El deterioro de la capacidad de sedimentación y deshidratación de los lodos en la ASSR después de un pretratamiento ultrasónico se mejoró (Cheng et al., 2018).

1.3 LODO AEROBIO GRANULAR

El lodo granular se encontró por primera vez en reactores anaeróbicos de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB). Fue más tardado en los noventa que se probó para desarrollar lodo granular en condiciones aerobias. Para tratar aguas residuales industriales (Morgenroth et al., 1997) utilizaron un reactor biológico secuencial (RBS) para desarrollar lodo granular aeróbico; este se formó después de 40 días de incubación. La mayoría de los trabajos de investigación sobre el desarrollo del LAG se ha realizado usando un RBS (Gao et al., 2011).

Los gránulos del LAG contienen los mismos grupos de microorganismos que los flóculos de lodos activados. Sin embargo, se distinguen de estos últimos porque son significativamente más grandes y más compactos (Bengtsson et al., 2018b). El LAG en el proceso de biogranulación produce la auto inmovilización de los microorganismos, por

lo que las propiedades de sedimentación de los lodos granulares son mejores que las de los lodos activados convencionales y son más resistentes a las condiciones ambientales, como pueden ser la temperatura, la carga orgánica o el pH (Świątczak & Cydzik-Kwiatkowska, 2017). El LAG se caracteriza por un tiempo de sedimentación corto, alta concentración de microorganismos en el reactor y buena separación sólido-líquido. Además, los gránulos son más resistentes a los compuestos tóxicos en el ambiente, al impacto de las cargas orgánicas altas y a deficiencias de sustrato (Bernat et al., 2016). Se cree que el LAG produce menos lodo. Una razón de la disminución en la generación de lodo excedente es el tiempo de retención de sólidos, que tiende a ser más largo para los gránulos. Sin embargo, el lodo excedente generado debe ser tratado por estabilización, típicamente por digestión (Jahn et al., 2019). El estado de agregación del LAG podría ser un factor limitante durante su digestión (Val del Río et al., 2014). Poco se sabe sobre la producción de LAG y su morfología en instalaciones a gran escala. Esta información es crucial para diseñar tecnologías para el tratamiento de los excesos de lodo (Świątczak & Cydzik-Kwiatkowska, 2017).

1.4 ESTABILIZACIÓN DEL LODO RESIDUAL

1.4.1 PROCESO DE DIGESTIÓN AEROBIA

La digestión aerobia es una de las opciones que se utilizan para la estabilización de lodo y cuyo objetivo es oxidar los sólidos biológicos y otros componentes biodegradables, disminuir la masa y volumen de los mismos, así como reducir la cantidad de organismos patógenos.

La digestión aerobia, en principio, se aplicaba a los lodos biológicos, ya que se trata de seguir aireando los microorganismos que constituyen este sólido, para que, en condiciones de limitación de fuente externa de sustrato, entren en fase de respiración endógena. La respiración endógena es una autooxidación, que da como resultado una pérdida de masa de la materia orgánica celular (lodo). Cuando la digestión se realiza con un biosólido mezclado con sólidos primarios, el tratamiento tiene que oxidar tanto la materia orgánica no biológica como la materia orgánica celular, necesitando más tiempo y más oxígeno.

En condiciones de limitación de sustrato externo, los microorganismos no tienen otro medio de supervivencia que alimentarse con su protoplasma. Este fenómeno llamado respiración endógena se explica con mecanismos como: lisis, decaimiento, muerte, depredación, mantenimiento, etc.

Las desventajas que se pueden encontrar en esta opción son el costo elevado de operación debido al consumo de energía para la aireación, el lodo digerido presenta una alta demanda de polímero para su acondicionamiento antes de una deshidratación mecánica, los procesos son muy sensibles a los cambios de temperatura y pH, no produce ningún gas que se pueda valorizar como fuente de energía como lo es el metano (Jin et al., 1998). Pero también se tienen ventajas en cuanto a la reducción de olores, mayor simplicidad de operación, altos niveles de estabilización, menor costo de inversión, lo que hace que sea el preferido en medianas y pequeñas plantas de tratamiento de agua residual (PTAR).

Por otra parte, la práctica de aireación intermitente con lodo activado presenta varias ventajas como un menor gasto de energía, la capacidad de nitrificar y desnitrificar dentro del mismo reactor de mezcla mixta y la capacidad de someterse la biomasa a ciclos de ambientes reductores y oxidantes (Martínez-García et al., 2015).

Desafortunadamente, dentro de la literatura no se encontró un trabajo en relación de la digestión aerobia empleando lodo aerobio granular, de igual manera se tiene poca información de la digestión anaerobia con LAG. Apenas la problemática de digestión con LAG en general se está abordando y el presente trabajo es uno de los primeros realizados en diversos ambientes de digestión de LAG.

Las ventajas de la estabilización aeróbica son: bajos costes de capital, fácil manipulación y producción de lodos estabilizados sin olor. El proceso, sin embargo, también revela desventajas, entre ellos la alta demanda de energía necesaria para la aireación y dependencia del clima (Plachá et al., 2008).

1.4.2 PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia (DA) para la estabilización de lodos activados es comúnmente aplicada y ha demostrado ser una solución económica, que permite la recuperación de energía y nutrientes (Guo et al., 2020b). Una de las tecnologías más empleadas para estabilizar los lodos es la DA, debido a su capacidad para reducir la cantidad de sólidos para su disposición final (Val del Río et al., 2014).

La DA se usa convencionalmente para el tratamiento de residuos orgánicos por su sencillez y baja tecnología de costes con la ventaja de la producción de biogás. También contribuye a la estabilización de los lodos tratados destruyendo la mayoría de patógenos. Entonces, la DA podría ser una opción adecuada para tratar los lodos generados por los sistemas granulares aerobios (Palmeiro-Sánchez et al., 2013).

Los beneficios de esta estrategia de estabilización anaerobia en comparación con la estabilización aerobia son el descenso de la demanda de energía (Jahn et al., 2019).

Las desventajas presentes (generalmente para temperaturas de 35 °C a 55 °C) en la digestión anaerobia son las siguientes: se necesita equipo de calentamiento y mezclado para un buen funcionamiento, se ocupan grandes reactores por el lento crecimiento de las bacterias metanogénicas, se debe de considerar una alta tasa de retención de sólidos (TRS) mayores e iguales a 20 días. Esto trae consigo altos costos de construcción, el mantenimiento es difícil debido a que los sistemas son cerrados, existe la posibilidad de explosión por la mezcla de metano, las líneas de condensación de gas pueden causar problemas de mantenimiento (Lorenzo et al., 2005).

Los resultados de Guo et al. (2020a) indicaron que, en comparación con el lodo activado convencional, las proteínas y los carbohidratos de la mezcla de los LAG eran más resistentes a la biodegradación anaeróbica, lo que podría estar relacionado con la presencia de productos metabólicos microbianos refractarios en el LAG. Las propiedades observadas explican las diferencias en la biodegradabilidad anaeróbica, la más lenta descomposición de la estructura del lodo, así como la mejor capacidad de deshidratación de LAG en comparación con lodo convencional después del proceso de digestión anaerobia (Guo et al., 2020b).

Para Jahn et al. (2019) la DA del LAG es una estrategia de estabilización adecuada con el beneficio de recuperar energía en forma de metano. Sin embargo, se necesitan más pruebas para validar la disminución del comportamiento de deshidratación con aplicaciones a grandes escalas.

La digestión anaeróbica es una opción potencial para el tratamiento de lodo aerobio granular. Sin embargo, de lo que se sabe, el estudio de la DA de lodo aerobio granular ha sido limitado (Bengtsson et al., 2018). La mayoría de los estudios simplemente informan el potencial bioquímico de metano (BMP), pero falta información sobre coeficientes de tasas de hidrólisis o eficiencias de degradación de sus fracciones orgánicas. Por tanto, aún no es posible una comparación directa de la cinética de biodegradación del lodo aerobio granular con la degradación del lodo activado (Guo et al., 2020a).

Es preciso mencionar que no se encontró una comparación de procesos de estabilización en diferentes ambientes para lodo aerobio granular, a continuación, se presentan los resultados más similares a este proyecto.

En una investigación anterior se compararon varios procesos de estabilización de lodo, bajo diferentes ambientes (aerobio, anaerobio e intermitente); en términos de la eficiencia de reducción de materia orgánica y de la evaluación de los efectos sobre la actividad de la biomasa. Las pruebas por lotes de digestión aeróbica se realizaron con un modelo de lodo que contenía solo dos fracciones, la biomasa heterogénea (X_H) y su residuo endógeno (X_P). El objetivo era describir la estabilización del lodo y estimar los parámetros de desintegración endógena. El modelado se ejecutó con Aquasim, basado en datos a largo plazo de sólidos suspendidos volátiles y demanda química de oxígeno (VSS, DQO). Los digestores con aireación intermitente con ciclos de 12 h – 12 h y 5 min – 3 h (ON / OFF) fueron los más rápidos, en comparación con el reactor aeróbico (Martínez-García et al., 2015).

1.4.3 PROCESOS FISICOQUÍMICOS

La estabilización química de los lodos residuales ha sido, por muchos años, una alternativa práctica de la estabilización biológica. Las dos aproximaciones básicas usadas en el pasado han sido la oxidación química y la modificación de pH. Las plantas de tratamiento, tanto grandes como pequeñas, han empleado la estabilización con cal como proceso principal de estabilización de lodos. Sin embargo, es más común para las plantas pequeñas. Generalmente, es más efectiva en términos de costo, que otras opciones de estabilización química. Las plantas relativamente grandes consideran la estabilización con cal, como un proceso interno provisional, cuando el principal (la digestión aerobia o anaerobia) se encuentra temporalmente fuera de servicio.

El proceso de estabilización con cal que consiste de la adición de cal al estiércol líquido para elevar el pH por encima de 12. Para que la estabilización sea efectiva, el pH debe alcanzar el valor de 12 en 2 h.

En algunos casos, los lodos estabilizados con cal pueden ser aplicados sobre el terreno beneficiando grandes áreas agrícolas con suelos ácidos. El producto tiene menores concentraciones de nutrientes disponibles (nitrógeno y fósforo) y una mezcla comparable a la estabilizada biológicamente debido a las reacciones químicas ocurren durante la estabilización con cal y la significativa adición de sólidos inertes (Kim et al., 2003).

Las principales desventajas de esta tecnología son el alto costo anual, un alto consumo de químicos, la necesidad de un sistema de control de gas extensivo (amoníaco y otras emisiones), la necesidad de sistemas de deshidratación, consideraciones de seguridad

laboral (polvo, emisiones de NH_3), el aumento de la masa total al transportar y el producto no apropiado para suelos alcalinos (Lee et al., 2005).

1.4.4 PROCESO DE COMPOSTEO

El composteo es un proceso biológico para la estabilización de los lodos por medio del cual se realiza una degradación aerobia que es realizada por bacterias y hongos a una temperatura termofílica en una mezcla de lodo deshidratado y material acondicionador. Este proceso prevé una destrucción significativa de patógenos con una temperatura de 40 °C durante cinco días consecutivos o también puede alcanzar una destrucción adicional de patógenos con una temperatura de 55 °C durante 3 días consecutivos, de acuerdo a lo establecido (EPA, 1995).

Los microorganismos descomponen la materia orgánica y producen dióxido de carbono, agua, calor y humus. Relativamente, el producto final orgánico es estable en proceso de compostaje. Debido a la disminución del volumen y peso de la materia prima después del compostaje, no se pueden evaluar los cambios en la fitotoxicidad de los metales únicamente por concentración. Y la humificación de la materia orgánica tendrá un efecto significativo en la forma fisicoquímica de existencia de metales pesados durante el compostaje (Zheng et al., 2007).

Las formas de eliminación de lodos de depuradora incluyen rellenos sanitarios, aplicación a la tierra, secado-incineración, compostaje y reciclaje como materiales de construcción. La aplicación al suelo es un método prometedor de eliminación de lodos de depuradora. Sin embargo, los lodos de depuradora contienen patógenos inorgánicos (p. ej., metales pesados) y contaminantes orgánicos tóxicos que limitan su aplicación al suelo (Lü et al., 2021).

1.4.5 VERMICOMPOSTEO

Numerosos estudios se han llevado a cabo para evaluar el uso de vermicompostaje para la reducción de lodos y su estabilización. Es una tecnología respetuosa con el medio ambiente en que las lombrices de tierra interactúan con los microorganismos, bajo condiciones termófilas y aeróbicas, permitiendo la estabilización de la materia orgánica y modificando sus propiedades físicas y bioquímicas (Belmeskine et al., 2020).

Las condiciones aerobias establecidas ayudan al crecimiento de los microorganismos aerobios que conjuntamente con las lombrices degradan los desechos. El vermicomposteo es una tecnología basada en la cría intensiva de lombrices para la producción de Humus a través del sustrato orgánico (Ali et al., 2015).

Durante vermicompostaje, las lombrices ingieren, muelen y digieren orgánicos desechos con la ayuda de la microflora aeróbica y anaeróbica en su intestino, convirtiéndolo en un mucho más fino, humificador, microbianamente activo materia. El producto generado es estable y homogéneo; tiene una estética deseable; puede tener niveles reducidos de contaminantes y, además, es un valioso, comercializable y superior medio de crecimiento de plantas. Durante este proceso, nutrientes completos tales como N, P, K, Ca, etc. presentes en los residuos se convierten en formas que son mucho más solubles y disponibles a las plantas que el sustrato original. El uso de lombrices en el manejo de lodos ha sido denominado también como vermiestabilización (Gupta & Garg, 2007).

1.5 MODELOS DE LODO ACTIVADO

Los modelos para los lodos activados fueron diseñados por un comité científico internacional bajo la responsabilidad de la prestigiosa IAWQ (por su acrónimo en inglés International Association of Water Quality), hoy en día IWA.

En 1982 se incentivó la formación de un grupo internacional de estudio encargado de acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento, crear una plataforma consensual y proponer un modelo simple de inicio. Las conclusiones del grupo fueron publicadas en el año 1987 (Task Group, 1987) en un informe que presentaba lo conocido como AMS1 (por sus siglas en inglés Activated Sludge Model No.1), modelo dedicado a describir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activados. Los logros más destacados del grupo fueron un asentimiento en los procesos biológicos que integran el modelo, la estandarización de los símbolos, la presentación del modelo utilizando una notación matricial, la propuesta de valores típicos de “default” de los parámetros del modelo, la adopción de la DQO y su fraccionamiento para caracterizar las aguas y lodos, un código de programación para futuros softwares y programas que tienen implementados en su seno, los conceptos del AMS1 y algunas modificaciones para fines de diseño, operación de plantas o investigación (Fall et al., 2014).

En 1995, los trabajos del grupo de estudio renovado se prolongaron para publicar la versión ASM2, la cual está dirigida a predecir el comportamiento del fósforo. En 1999, hubo dos modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada al ASM2) y de la versión ASM3 (versión de la alternativa ASM1) que toma en cuenta el almacenamiento de sustrato.

1.5.1 COMPONENTES DE ASM 1

Según Fall et al. (2014), el ASM1 tiene 13 componentes de los cuales 7 son disueltos y 6 se encuentran en forma de partículas. Los siete primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO), mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados, además del oxígeno y la alcalinidad. El material carbonoso del modelo está dividido en un primer tiempo entre DQO biodegradable, DQO no biodegradable y DQO de la biomasa activa.

La parte biodegradable está dividida en materia orgánica rápidamente biodegradable (S_s) y en materia orgánica lentamente biodegradable (X_s). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesta por materia orgánica soluble que se absorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos, mientras que la fracción X_s compuesta por partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática compleja antes de poder ser absorbida. La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en materia orgánica inerte soluble (S_i) y en materia orgánica inerte en forma de particulada (X_i). Los dos no son afectados por el proceso de degradación. S_i abandona como tal junto con el efluente del sedimentador secundario, mientras que X_i se enreda con el lodo que es purgado y contribuye en los sólidos suspendidos volátiles (Henzel et al., 2000).

La biomasa activa se divide en dos tipos de grupos de microorganismos, biomasa activa heterótrofa (X_H) y biomasa activa autótrofa (X_B). Por ende, una variable adicional X_P , está introducida para modelar los productos particulados inertes procedentes del decaimiento de la biomasa (Task Group, 1987; Martínez-García et al., 2014).

Según los modelos dinámicos de lodos activados, el lodo biológico en general es formado por las siguientes fracciones: biomasa heterótrofa (X_H); biomasa autótrofa (X_A); materia particulada inerte que es producto del decaimiento (X_P); materia orgánica inerte particulada (X_i); sustrato almacenado dentro de la bacteria (X_{sto}) (Henze et al., 2000).

1.5.2 PROCESOS DE ASM1

El AMS1 original incluye 8 procesos que pueden agruparse en cuatro tipos, los cuales son, proceso de crecimiento, proceso de decaimiento, proceso de hidrólisis de partículas enredadas de los bioflocs y proceso de amonificación. A continuación, se describen los diferentes procesos (Task Group, 1987).

Proceso de crecimiento aerobio de los heterótrofos: se considera que S_S interviene en el crecimiento de los heterótrofos. Por el contrario, X_S debe sufrir una hidrólisis (tardada) antes de que pueda transformarse en S_S y ser utilizado por los microorganismos. Parte del nitrógeno amoniacal se consumió en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células, mientras que cambió también la alcalinidad. Cuando se utiliza un sustrato con base de acetato, la fracción de X_S no existe en el influente, solo tiene fracción S_S .

Proceso anóxico de los heterótrofos: En la ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de emplear los nitratos como aceptor terminal de electrones con S_S como sustrato. El proceso resulta de una producción suplementaria de biomasa heterótrofa y de nitrógeno gaseoso (desnitrificación). El último resulta de la reducción de los nitratos, con un incremento subsecuente en la alcalinidad.

Crecimiento aerobio de los autótrofos: El amoníaco se oxida en nitratos vía un proceso de nitrificación a etapa única, resultando la producción de biomasa autótrofa nueva y consumo adicional de oxígeno. El amoníaco se incorpora también en las células. Este proceso tiene un efecto marcado en el balance de la alcalinidad y el consumo de O_2 , mientras que la contribución en la formación de lodo es pequeña debido a que la tasa de crecimiento de los autótrofos es muy baja. El modelo cinético de crecimiento de biomasa X_A es de tipo Monod respecto al amoníaco y oxígeno (Henze et al., 2000).

Decaimiento de los heterótrofos: La noción del decaimiento en este modelo incluye todos los fenómenos de lisis, respiración endógena, muerte o depredación. Su tratamiento matemático en el ASM1 es diferente del enfoque tradicional, donde se le atribuía directamente un consumo de O_2 (respiración endógena). La modelación en el ASM1 utiliza la noción de muerte-regeneración, donde X_B se degrada en X_S más X_P , sin consumo directo de O_2 . El consumo de O_2 es diferido hasta después que el X_S se transforma en S_S ; el S_S se usa en el proceso de crecimiento. Por eso, el valor de b_H del modelo tiene mucha diferencia con respecto al valor aplicado en los modelos tradicionales ($b'H$). El proceso no manifiesta ningún consumo directo de O_2 ; por el contrario, produce residuos orgánicos inertes X_P . Se supone que el proceso ocurre a la misma velocidad en condiciones aeróbicas que anóxicas. El modelo empleado es de orden 1 respecto a la biomasa.

Decaimiento de los autótrofos: El proceso se modela de la misma forma que para los heterótrofos.

Amonificación de nitrógeno orgánico soluble: Se modeliza con una cinética de orden 1 respecto a S_{ND} y respecto a la biomasa heterótrofa. Es frecuente que se omita este proceso de las versiones modificadas del ASM 1 debido a su rapidez (Fall et al., 2014).

Hidrólisis de la materia orgánica: La materia orgánica particulada lentamente biodegradable X_S se encuentra enredada en los flocs biológicos donde sufre un rompimiento y solubilización por efecto de las enzimas extracelulares. El resultado es la producción de sustrato soluble fácilmente biodegradable, se emplea luego en el crecimiento. La estructura del modelo empleado para este proceso es típica de los procesos de superficie (adsorción). Es también de orden 1 respecto a la biomasa, pero tiende a saturarse cuando la cantidad de sólidos enredados de los flocs X_S tienden a ser grandes comparados con la biomasa X_H , H . La hidrólisis es un proceso que ocurre tanto en condiciones aerobias como en condiciones anóxicas. Se emplea un factor de corrección sea $\eta_h (< 1)$ para tomar en cuenta el hecho de que la tasa de hidrólisis es menor en medio anóxico, comparado en medio aerobio.

Hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado: El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada X_S por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la tasa de hidrólisis del segundo componente. El modelo usado muestra una proporcionalidad entre las dos tasas.

1.5.3 MODELACIÓN DE LA DIGESTIÓN A TRAVÉS DEL PROCESO DE DECAIMIENTO

La constante de decaimiento heterótrofa (b_H) es el parámetro cinético que más determina la cantidad de lodo en los reactores. Lo anterior es considerado en varios protocolos de modelación de planta de tratamiento de aguas residuales (Fall et al., 2011). Las pruebas “batch” de degradación son a menudo empleadas para estimar los parámetros de procesos de decaimiento incluido en el ASM 1 (Henze et al., 2000). Los ASM incluyen diversos procesos de decaimiento relacionados con cada tipo de biomasa activa y con los compuestos internos almacenados, por ejemplo, los heterótrofos (X_H) y los polímeros almacenados (X_{sto}).

Estudios de Martínez-García et al. (2015) ilustraron que los digestores pueden ser modelados con simplificar los modelos ASM y limitarlos a los procesos de decaimiento de biomasa y degradación de la fracción X_p eventualmente.

El valor de $b'H$ (vía modelo de respiración endógena) aceptado por defecto es de 0.2 d^{-1} a 20°C (Ramdani et al., 2012).

Existen varios programas computacionales que permiten la simulación de dichos modelos, como, por ejemplo, AQUASIM (Reichert, 1998; BioWin EnviroSim, 2006; GPS-X Hydromantis Inc.), el primero de carácter didáctico y muy útil en la investigación, los dos restantes son comerciales y son de fácil aplicación en proyectos prácticos.

Ramdani et al., (2012) usó los modelos ASM en diferentes versiones para modelar los reactores en condiciones anaeróbicas, aerobias y aireación intermitente. Con estos modelos han revisado la degradación de X_p , y el uso de la respirometría para obtener información fiable como la tasa de decaimiento (bH) y la biomasa activa inicial (X_{Hini}). Aquasim es uno de los programas de modelación conocidos que pueden ser empleados para ejecutar esta labor correctamente (Fall & Loaiza-Navía, 2007).

El sistema de reactores de biomembranas (MBR) operado como proceso de BPL fue operado en las dos series 1 y 2 para un estudio (Ramdani et al., 2012) ; utilizó BioWin 3® (EnviroSim, 2010) para confirmar la biodegradación del residuo endógeno y para medir la constante de decaimiento asociada con este proceso microbiano. Se consideró que una parte del residuo endógeno se transformó en un sustrato lentamente biodegradable y luego en sustrato fácilmente biodegradable soluble.

1.6 LEGISLACIÓN DE LODOS RESIDUALES

Los lodos y las aguas residuales son subproductos principales de las depuraciones de aguas residuales. Las tendencias actuales en la gestión de estos subproductos son su aprovechamiento o reutilización y en última instancia su eliminación del medio.

Los lodos deberían tener un destino final prioritario, su recuperación en forma de abonos o materia orgánica aplicada a los suelos y en última instancia su valorización energética, aunque existen otras posibilidades de utilización.

La normatividad mexicana en materia de lodos residuales se ha ido transformando e incrementando debido a la creciente necesidad de dar solución a la problemática de su manejo. En la legislación mexicana, se conoce más la NORMA-004-SEMARNAT-2002 (DOF, 2003) que rige la disposición y aprovechamiento de los biosólidos.

El gobierno federal ha emprendido diversas acciones, una de las más interesantes debido a que puede cambiar el enfoque que se tiene sobre el manejo de los lodos residuales, es

la alternativa a la formulación de una normatividad, enfocada a rescatar a los lodos residuales municipales de la clasificación de residuos peligrosos y darles una nueva definición: sólidos, con la que se pretende dar aprovechamiento a estos residuos. Algunas de las normas vigentes y relativas al manejo de lodos residuales se mencionan a continuación.

La norma oficial mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005 (DOF, 2006), establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos.

La norma mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 (DOF, 2003) establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final, proteger al medio ambiente y la salud humana. Esta es la norma pertinente en el contexto de la presente investigación. El primer paso en la aplicación de esta norma es que los generadores de biosólidos deben controlar la atracción de vectores, lo cual se logra con una reducción de sólidos volátiles por lo menos de 38 %, demostrando su efectividad.

Para efectos de esta norma, los biosólidos se clasifican en tipo: excelente y bueno en función de los metales pesados, y en clase A, B y C en función de su contenido de patógenos y parásitos. Por otra parte, el aprovechamiento de los biosólidos, se establece en función del tipo y clase que alcanza después de su tratamiento.

En la NOM-004-SEMARNAT-2002 (DOF, 2003), se establece que los sitios para la disposición final de lodos y biosólidos, serán los que autorice la autoridad competente, conforme a la normatividad vigente en la materia. Esta norma permite que los lodos y los biosólidos que cumplan con lo establecido en la presente norma, puedan ser almacenados hasta por un periodo de dos años, solo exige que el predio en el que se almacenen debe de ser habilitado para que no existan infiltraciones al subsuelo y contar con un sistema de recolección de lixiviados.

La norma también proporciona una estrategia para el muestreo y análisis de los biosólidos. Para el muestreo y determinación de los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en la norma, se deben aplicar los métodos de prueba establecidos en los anexos II, III, IV, V y VI de la norma. La frecuencia de muestreo y

análisis para los lodos y biosólidos se realizará en función del volumen de los lodos generados.

Otra opción para documentar la estabilización correcta de un lodo es demostrar que la tasa específica de consumo de oxígeno del lodo (SOUR) no alcanza 1.5 mgO₂/g SSV·h. La actividad microbiana se expresa mediante la tasa específica de consumo de oxígeno (Wang et al., 2020).

Existe una tendencia mundial hacia el aprovechamiento de lodos residuales municipales, esto se manifiesta en la normatividad de los países. En los Estados Unidos de América, el uso de lodos residuales se inicia a principios del siglo XX, años después y con la creciente industrialización de este país, la aplicación siguió aumentando, pero se comenzaron a ver los primeros efectos negativos en el uso de lodo: Concentración de contaminantes, presencia de tóxicos en animales y subproductos, concentración de contaminantes en alimentos.

Hasta los años 80 y 90 s se generaron leyes y normas para regular esta práctica, que son las que se describen a continuación (EPA, 1977).

Ley del agua limpia: Esta ley establece la estructura básica para la regulación de las descargas contaminantes en los Estados Unidos de América. Esta ley otorga a la agencia de protección del ambiente la autoridad para implementar programas de control de la contaminación tales como el establecimiento de normas.

El código de regulación federal: con requerimiento a la ley de agua limpia emitida en 1987, se desarrolló una nueva normatividad para proteger la salud pública y el medio ambiente de cualquier efecto adverso de ciertos contaminantes que podrían estar en lodos residuales y biosólidos. Por lo que se elaboraron los criterios para el uso o disposición de lodos residuales, capítulo 40 del reglamento del código federal en 1993, apartado 503. Este apartado está diseñado para proteger la salud pública y el ambiente de los efectos adversos de ciertos contaminantes que puedan estar presentes en los biosólidos. El apartado 503 abarca solo los lodos residuales generados en el tratamiento primario, secundario, o tratamientos avanzados de aguas residuales municipales. Esta norma incluye 5 sub apartados, los cuales son: Disposiciones generales, Disposición superficial, Aplicación al suelo, Reducción de patógenos y atracción de vectores y la incineración.

CAPÍTULO 2

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

CAPÍTULO 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 JUSTIFICACIÓN CONTEXTUAL Y CIENTÍFICA

Los procesos de lodos activados convencionales (LA) que tratan las aguas residuales municipales generan grandes cantidades de lodos residuales, lo que ocasiona generar altos costos para el procesamiento de lodos, es decir, estabilización, incineración o disposición (Guo et al., 2020a). Para hacer frente a esta problemática, se ha insistido en desarrollar procesos que logren disminuir el volumen de lodo residual a disponer. Uno de estos es el lodo aerobio granular (LAG), una tecnología de tratamiento de aguas residuales de reciente generación, que se aplica cada vez más a gran escala. (Guo et al., 2020). La estructura compacta y densa del lodo ofrece excelentes propiedades de sedimentación y la posibilidad de aumentar la concentración de biomasa en el licor mixto y, por lo tanto, reducir los espacios ocupados por el tratamiento biológico (Jahn et al., 2019).

Es necesario conocer el comportamiento de lodo de tipo granular durante su digestión, ya sea con respecto a su estabilización final o con respecto al uso de digestores empleados internos como el tanque de intercambio en el proceso de lodo activado modificado con los procesos Cannibal u OSA; estos son procesos de lodo activado en la que se inserta un digestor en la línea de recirculación de lodo.

Entre las tecnologías más utilizadas para estabilizar los lodos están la digestión anaerobia (DA) y la digestión (DAe) debido a su capacidad para reducir la cantidad de sólidos para disposición final (Val Del Río et al., 2014). Estos procesos de estabilización se han usado comúnmente para tratar lodo primario y purgas de lodos activados convencionales. Pero aún hay pocos estudios sobre la digestibilidad de LAG (Guo et al., 2020a). Tanto DAe son opciones potenciales para estabilización del lodo residual procedente de la nueva variante del lodo activado que es LAG, sin embargo, estos estudios son limitados (Guo et al., 2020a). En el estudio de DAe del LAG el autor estudió sobre temperaturas mesofílicas (35 °C), no hay tales estudios a temperatura más baja (alrededor de 20 °C y menos).

Se tiene el interés de estudiar y comparar la digestión de LAG bajo diferentes ambientes (anaerobio, aerobio e intermitente), para generar información en cuanto a las condiciones de su digestión, cinética y producción de lodo, lo anterior a temperatura ambiente (alrededor de 20 °C). Lo esperado es solventar la falta de información sobre

digestión aerobia de LAG y explorar la digestión anaerobia, así como la digestión con aireación intermitente a temperatura ambiente ($\cong 20\text{ }^{\circ}\text{C}$).

2.2 HIPÓTESIS

La digestibilidad del lodo aerobio granular (LAG) es similar al nivel en lodos biológicos convencionales y varía con el tipo de ambiente utilizado (aerobio, anaerobio o con aire intermitente).

2.3 OBJETIVO GENERAL

Comparar y modelar la cinética de estabilización y reducción de la masa de lodo aerobio granular en diferentes ambientes de digestión.

2.3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Operar un proceso de LAG alimentado con agua residual sintética con el fin de producir un lodo modelo a utilizar en los estudios de los digestores.
- 2) Realizar y comparar la digestión del exceso de lodo aerobio granular en diferentes ambientes (aerobio, anaerobio, intermitente).
- 3) Modelar la cinética de estabilización y estimar la tasa de decaimiento de la biomasa heterótrofa (bH).

CAPÍTULO 3

DISEÑO EXPERIMENTAL EN GENERAL

CAPÍTULO 3. DISEÑO EXPERIMENTAL EN GENERAL

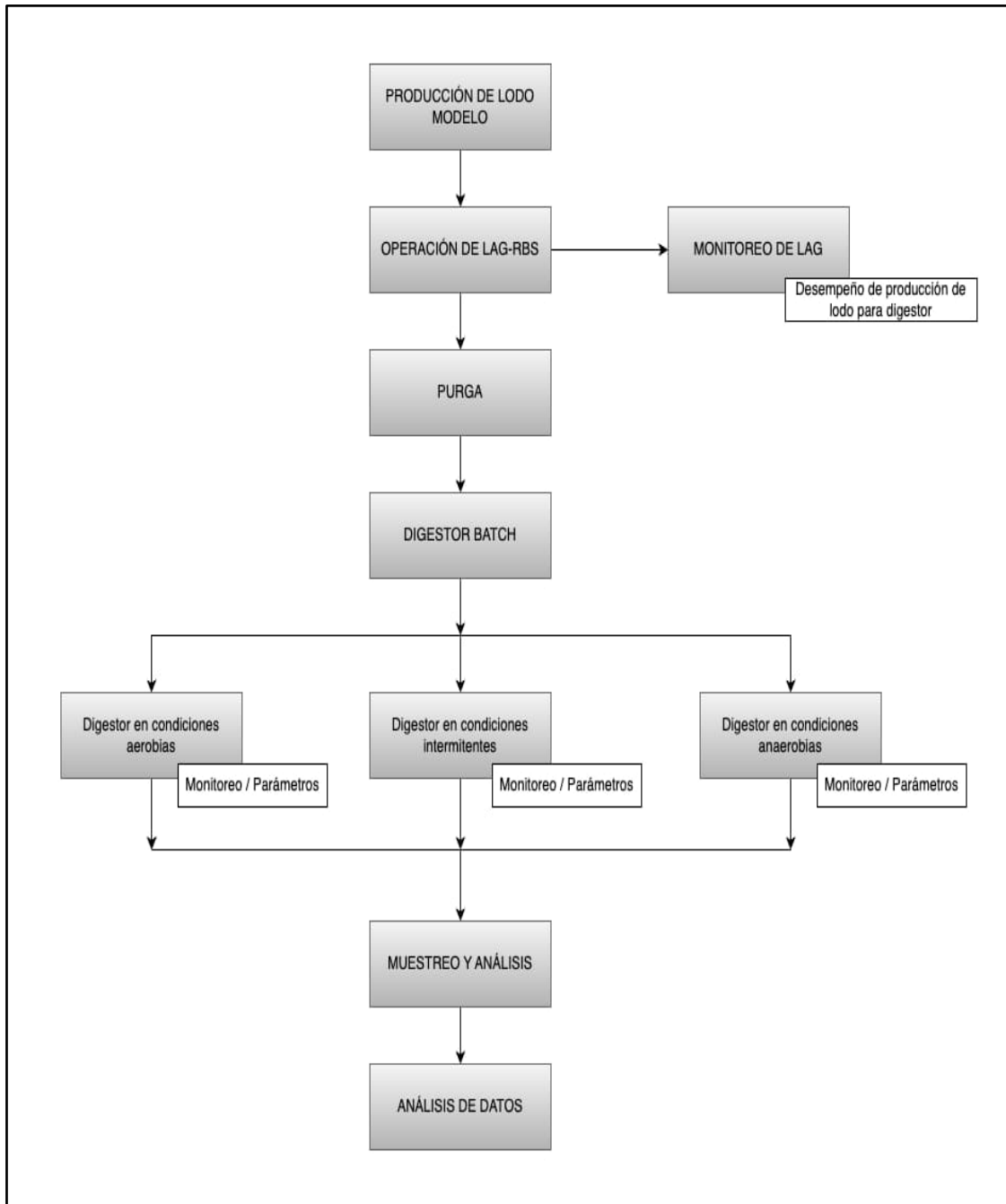


Figura 3.1 Diseño experimental general

La parte experimental de la investigación se realizó en seis etapas como se muestra en la Figura 3.1

La primera etapa corresponde a la producción de lodo que conlleva a la inoculación con lodo que fue tomado de la planta de tratamiento de aguas residuales Toluca Norte. Inicialmente el lodo fue cultivado en un RBS convencional (pecera) a fin de no retrasar la parte experimental y fue alimentado con sustrato sintético a base de acetato. Posteriormente el lodo fue colocado en dos RBS en columna de 4.26 litros para continuar con la parte experimental y dar seguimiento a la producción del lodo modelo de tipo granular que se emplearía más adelante en los experimentos de digestión.

En la segunda etapa tras arrancar los reactores de producción de lodo aerobio granular (LAG) se realizó el monitoreo continuo y los análisis hasta alcanzar la formación y estabilidad del lodo aerobio granular.

En la tercera etapa, cuando los reactores de LAG alcanzaron su estabilidad se retiró una purga de 142 mL por día considerando un tiempo de retención celular (θ_c) de 30 días aproximadamente. La purga que se retiró de los reactores de LAG se recolectó y se empleó para poder montar los digestores.

En la cuarta etapa se procedió a tomar la purga de ambos reactores LAG para poder montar primeramente el digestor aerobio, pasado quince días se colocó el digestor de aireación intermitente y finalmente después de dos meses se colocó el digestor anaerobio.

La quinta etapa corresponde a la metodología implementada para la toma de muestra y los análisis pertinentes para la medición de SSV, DQO, respirometría, pH, temperatura, por mencionar algunos, de los digestores.

La última etapa fue la de análisis de los datos incluyendo la modelación para la determinación de la constante de decaimiento (muerte) de la biomasa heterótrofa (b_H) que se emplea para modelar la digestión del lodo biológico.

Este capítulo se limita a dar una versión general del diseño experimental, más tarde en los próximos capítulos, se presenta en detalle los métodos particulares y resultados de los reactores LAG y de cada tipo de digestor.

CAPÍTULO 4

PRODUCCIÓN DE LODO MODELO

(MÉTODOS Y RESULTADOS)

CAPÍTULO 4. MÉTODOS Y RESULTADOS (I): PRODUCCIÓN DE LODO MODELO

4.1 METODOLOGÍA

4.1.1 OPERACIÓN DE REACTORES LAG

De forma preliminar, la inoculación de los reactores para la producción de lodo aerobio granular se realizó el día 28 de septiembre del 2021 en un RBS convencional rectangular (pecera) de 6 litros.

Se operó el reactor tipo pecera de 6 litros para ir avanzando en la granulación del lodo, considerando que suele tardar, mientras se fabricaban los reactores en columna.

Para la inoculación de este reactor (Figura 4.1) se tomaron 20 litros de licor mixto de la planta Toluca Norte en el canal que sale del tanque de aireación y va al sedimentador secundario. Se eliminaron los sólidos gruesos ajenos a la muestra (Figura 4.1) y se mezcló homogéneamente para poder tomar 2 litros, posteriormente se dejó sedimentar la muestra por 2 horas y se tomaron 500 mL (lodo concentrado), los cuales fueron inoculados en el reactor. Para terminar el llenado del reactor, se agregó agua de la llave hasta alcanzar un volumen de 3 litros. Finalmente, la alimentación se realizó de manera manual, hasta alcanzar los 6 litros para dejarlo trabajar en la fase de aireación.



Figura 4.1. Preparación y limpieza del lodo para la Inoculación de LAG en RBS convencional (pecera)

Para la alimentación del reactor se preparó un influente con sustrato sintético (Tabla 4.1) la cual tiene como fuente de carbono acetato con una demanda química de oxígeno (DQO) de 500 mg/L, Nitrógeno amoniacal de 41.9 mg/L N y 10.9 mg/L P de fosfato lo que da una relación DQO/N/P de 100/8/2. Debido al volumen de agua requerido, el sustrato sintético fue preparado con agua de la llave y no con agua destilada. La receta fue tomada de la literatura en general, pero fue adaptándose para investigaciones realizadas dentro del laboratorio.

Tabla 4.1. Composición de influente sintético

Macronutrientes	mg/L	Micronutrientes	mg/L
CH ₃ COONa (500 mg/L DQO)	641	H ₃ BO ₃	0.45
NH ₄ Cl (41.9 mg N/L)	161	ZnSO ₄ •7H ₂ O	0.36
KH ₂ PO ₄ (10.9 mg P/L)	48	MnCl ₂ •4H ₂ O	0.36
KCl	36	CuSO ₄ •5H ₂ O	0.09
MgSO ₄ •7H ₂ O	90	KI	0.54
CaCl ₂ •2H ₂ O	14	Na ₂ MoO ₄ •2H ₂ O	0.18
Extracto de levadura	1	CoCl ₂ •6H ₂ O	0.45
FeCl ₃ •6H ₂ O	5		
EDTA	1		

El reactor provisional (pecera) fue operado con dos ciclos de 12 horas por día con las siguientes etapas (dictadas por investigaciones anteriores):

Etapas de alimentación: El reactor se alimenta bombeando 3 litros de influente durante 18 minutos (se considera como un pulso).

1. Etapa anaerobia: Se deja sin mezclar por un lapso de 30 minutos.
2. Etapa aerobia: Inicia la aireación del reactor por un tiempo de 10 horas 39 minutos.
3. Etapa de purga: No se realizó purga en este tipo de reactor, el lodo se dejó sin purgar para su crecimiento.
4. Etapa de sedimentación: Se detienen los aireadores y se deja 30 minutos.
5. Etapa de descarga de efluente: Se elimina el sobrante del efluente durante 18 minutos (mitad del volumen del reactor), dando una relación de intercambio de volumen (RIV) de 50 %.
6. Pausa: Se deja en pausa 3 minutos.

A partir del 18 de noviembre, el lodo modelo fue sembrado en dos reactores LAG en columna a los que se le asignó por nombre K1 y K2 respectivamente (Figura 4.2) para poder continuar con el cultivo de LAG y su evaluación.

Ambos reactores se operaron como reactor biológico secuencial en columna de burbujeo de aire y tienen un volumen útil de 4.260 litros. Los reactores operan bajo el siguiente ciclo:

1. Etapa de alimentación: El reactor se alimenta bombeando el influente por la parte baja durante 1 hora (volumen de 2.130 L del influente), dando un RIV de 50%.
2. Etapa anaerobia (estática): Se debe realizar sin mezclar por 30 minutos.
3. Etapa aerobia: Se inicia la aireación de los reactores por un tiempo de 2 horas 20 minutos.
4. Etapa de purga: Se realiza la purga representando un equivalente de 142.85 mL por día de licor mixto, dando un θ_c de 30 días aproximadamente.
5. Etapa de sedimentación: Se deja sedimentar 5 minutos.
6. Etapa de descarga de efluente: Se elimina el sobrante del efluente durante 3 minutos.
7. Pausa: Se da una pausa de 3 minutos antes de continuar con un nuevo ciclo.

Cabe mencionar que las columnas fueron alimentadas con el mismo sustrato sintético (Tabla 4.1).

A manera de resumen, se mencionan los parámetros a considerar en el reactor:

- a) Se realizaron 6 ciclos por día (cada ciclo dura 4 horas).
- b) Se utilizó un θ_c de 30 aproximadamente con una purga equivalente a 142.85 mL/d.
- c) Se consideró una velocidad ascendente de gas de 2 cm/s (aireación), requiriendo un caudal de bomba de aire de 5 L/minuto. Este calibra la fuerza de corte en el reactor.
- d) Se tuvo que monitorear la temperatura ambiente y el pH, pero no son controlados.
- e) El RIV fue del 50 % del volumen del reactor.
- f) El volumen útil de cada reactor fue de 4.26 litros con un largo que es 13.95 veces su diámetro.

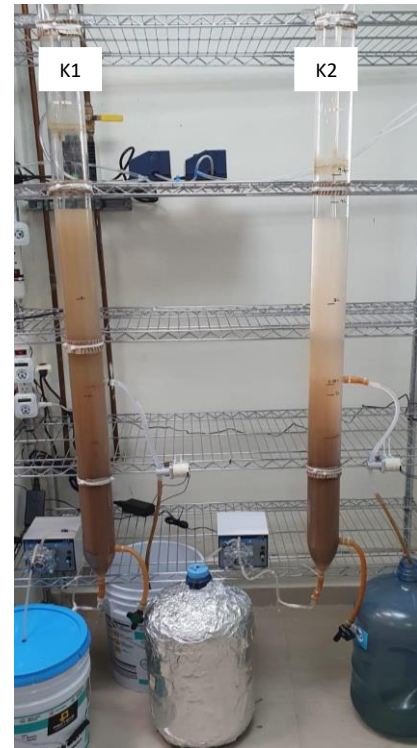


Figura 4.2. Reactor LAG-RBS en columna

4.1.2 TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS (EFLUENTE Y BIOMASA)

La toma de muestra para los análisis del efluente se realizó de la siguiente manera:

1. Antes de tomar la muestra se midió la temperatura, para esta prueba este tipo de muestra se toma en un ciclo anterior porque no se debe despegar el lodo de las paredes del reactor, esto puede representar un riesgo de error en los resultados del efluente.
2. La muestra se toma en la etapa de descarga, el agua descargada fue recolectada en un recipiente limpio tras ocurrir el tiempo de sedimentación.
3. Posteriormente se homogeniza el efluente y se toma una muestra de cada reactor para realizar los análisis pertinentes.
4. Concluido el paso anterior se deja que el reactor continúe con su ciclo con normalidad.

La toma de muestra para los análisis de biomasa (licor mixto) se describe a continuación:

1. Primero se despegó el lodo de las paredes de cada reactor, en seguida se activó de manera manual la aireación para mezclar y homogenizar el lodo. La toma de esta muestra se debe realizar al final de la etapa de aireación y antes de la etapa de descarga.
2. Posteriormente el lodo de ambos reactores era mezclado en conjunto para comenzar a cuartear la mezcla y de ella tomar dos muestras una de ellas representó los valores de K1 y la otra los valores del K2.
3. Concluido el paso anterior, el lodo es regresado a los reactores para continuar con su cultivo.

Cabe mencionar que antes de regresar el licor mixto a los reactores, se realizó limpieza a cada uno de los reactores. Las indicaciones descritas se realizaron de manera continua y ordenada para la toma de muestras y análisis.

El cultivo de lodo fue monitoreado durante 7 meses los principales parámetros que se midieron en la biomasa y el efluente fueron: demanda química de oxígeno total (DQO_T), demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) nitritos (NO_2^-), pH, conductividad eléctrica (CE) y de temperatura, también de manera ocasional se realizaron análisis de oxígeno disuelto (OD).

Las normas o métodos empleados para la determinación de sólidos suspendidos volátiles fueron tomadas de APHA (2005); para las mediciones de N, P y DQO se utilizaron kits de HACH y cuantificaciones por espectrofotometría (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Parámetros medidos y métodos estandarizados

PARÁMETRO	NORMA O MÉTODO
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000
SST y SSV	“Standard methods” 2540D y E
DQO _T y DQO _S	Método HACH 8000
Amonio	Método HACH 832
Nitrato	Método HACH 835
Nitrito	Método HACH 840
Fosforo total	Método HACH 2742645
Fosfato	Método HACH 845

4.2 RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.2.1 CARACTERÍSTICAS Y DESEMPEÑO DE LAG

El enfoque principal de este experimento está enfocado al funcionamiento de los reactores RBS en columna, cabe mencionar que el reactor convencional (pecera) únicamente ayudó para iniciar el experimento. La información correspondiente al reactor convencional (pecera) no es reportada en la tesis.

Aclarado el punto anterior la información de caracterización del lodo modelo cultivado a partir del mes de noviembre del 2021 se presenta en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3. Caracterización de lodo-modelo

Parámetro	RBS COLUMNA	
	Valor	Unidades
Temperatura	16	°C
Conductividad eléctrica	1349	$\mu\text{s/cm}$
pH	9.83	
Tamaño de partícula (promedio)	130.8	μm
IVL	18.92	mL/g
SST	3750	mg/L
SSV	2716.6	mg/L
SSF	1033.5	mg/L

El valor del índice volumétrico (IVL) del lodo inoculado fue bajo, lo que indica que el lodo posee una buena sedimentación, según la clasificación que propone (Van Lossdrecht et al., 2016).

4.2.2 CONTROLES DE OPERACIÓN

La temperatura promedio del reactor en columna fue de $16.4 \pm 1.2^\circ\text{C}$ (periodo frío), en el mes de marzo la temperatura alcanzó un promedio de 18°C (periodo de calor). El promedio del pH de la biomasa fue de 8.2 ± 0.3 estos resultados se aprecian en la Figura 4.3.

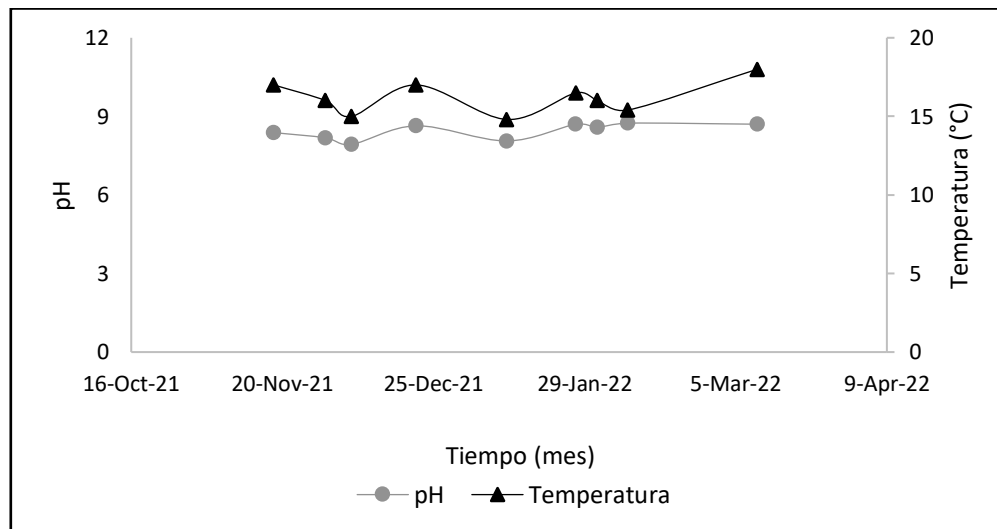


Figura 4.3. Variación de pH y temperatura de noviembre 2021 a marzo 2022 en RBS columna

La Figura 4.4 ilustra el comportamiento que presentó la biomasa en los análisis de los sólidos suspendidos al inicio se aprecia valores inestables (primeros meses), en el mes de marzo comenzó a presentar valores estables, promediando un valor estacionario de 8257 mg/L de sólidos suspendidos totales aproximadamente.

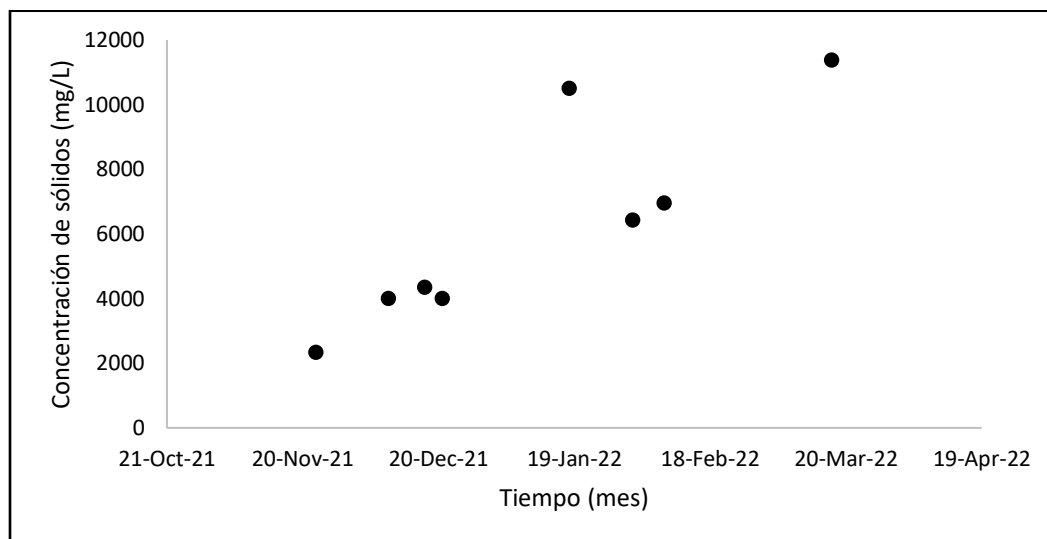


Figura 4.4. Sólidos suspendidos totales (SST) de biomasa en RBS columna

La medición de los sólidos suspendidos totales del efluente para validar la calidad del agua se ilustra en la Figura 4.5

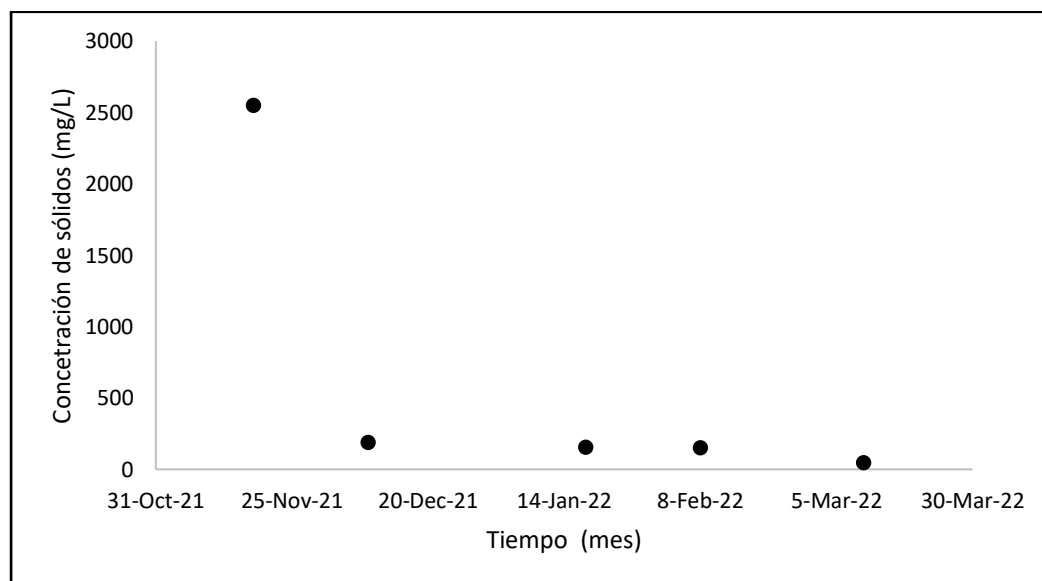


Figura 4.5 Sólidos suspendidos totales (SST) de efluente en RBS columna

Como se puede apreciar en la Figura 4.5 al inicio de los análisis se encontró un alto nivel de sólidos suspendidos en el efluente, conforme el tiempo transcurrió los sólidos

disminuyeron llegando a valores alrededor de 45 mg/L de SST. Cabe mencionar que los límites permisibles de SST para la descarga de aguas residuales en cuerpos receptores se encuentran detalladamente entre 28 y 60 mg/L de sólidos suspendidos totales permisibles y la cantidad depende del tipo de cuerpo receptor (DOF, 2021).

Cuando el lodo modelo logró la estabilidad (el 11 de julio) se realizó una corrida entre las etapas de un ciclo para la medición de DQO_s , $DQOT$, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} y NO_2^- los resultados se presentan en la Figura 4.6. En la corrida se midieron los parámetros en los siguientes puntos: influente, en el final de la fase anaerobia estática y en el efluente (muestra M0, M1 y E0 respectivamente)

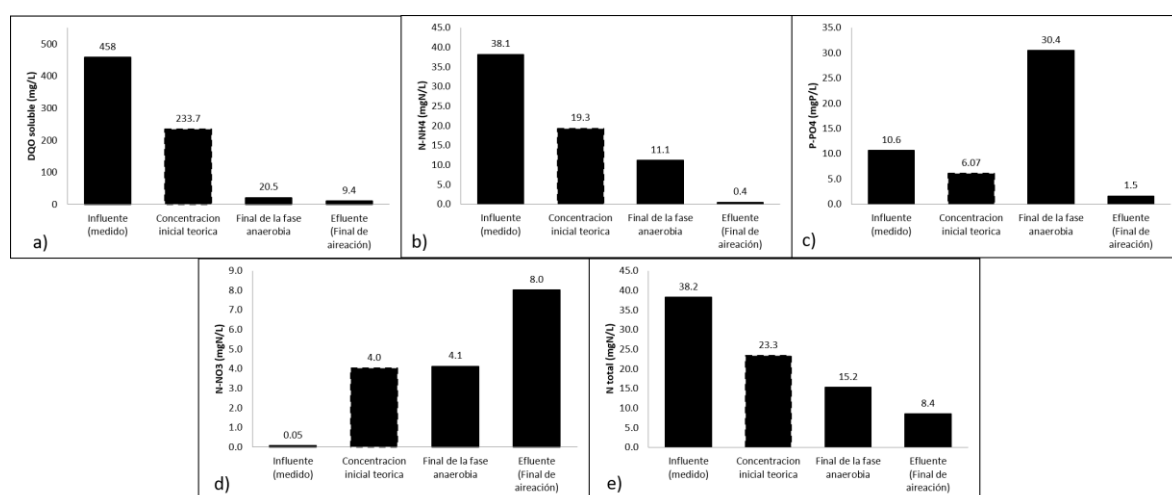


Figura 4.6 Corrida entre etapas del ciclo del LAG-RBS en columna

- a) Medición de DQO_s
- b) Medición de $N-NH_4^+$
- c) Medición de $P-PO_4^{3-}$
- d) Medición de $N-NO_3^-$
- e) Medición de Nitrógeno total

La concentración del agua del influente (Figura 4.6 inciso a) dio como resultado 458 mg/L de DQO_s con una variación de ± 2.8 lo que podría considerarse un valor correcto, ya que, teóricamente se tiene un valor de 500 mg/L. La DQO_s al final de la fase anaerobia fue consumida, disminuyendo a 20.5 mg/L. A lo largo del ciclo, la DQO_s fue consumida obteniendo en la etapa del efluente un valor de 9.4 mg/L. En la medición de amonio (Figura 4.6 inciso b) en la fase inicial da un valor de 38.1 mg/L $N-NH_4^+$ (antes de su dilución), pero con la presencia del oxígeno este es consumido, por lo que en el efluente su valor es de 1.5 mg/L $N-NH_4^+$. Buena parte del amonio se eliminó durante la fase anaeróbica. Otro parámetro que se midió fue el fósforo (Figura 4.6 inciso c); este presentó un valor de 30.4 mg/L $P-PO_4^{3-}$ al final de la fase anaerobia, el metabolismo de los microorganismos PAO se aprecia con la liberación de fósforo en la fase anaerobia,

posteriormente cuando los PAOs entran en fase aerobia utilizan los PHAs acumulados como fuente de carbono y energía, la energía liberada es utilizada para almacenar una cantidad de $P-PO_4^{3-}$, esto resulta a la captación de fósforo por la biomasa. El nitrato NO_3^- (Figura 4.6 inciso d) fue producido por el proceso de nitrificación al inicio del ciclo; su valor es mínimo casi nulo, sin embargo, al final de ciclo el nitrato alcanzó un valor de 8 mg/L $N-NO_3^-$. Es decir, que hubo una parte de Nitrógeno removido, lo anterior, por los mecanismos durante la fase de aireación, es decir, a la nitrificación- desnitrificación simultánea. El nitrógeno total (TN) se calculó a partir de la suma de $N-NH_4^+$, NO_3^- y NO_2^- (Figura 4.6 inciso e) logrando una disminución de final de 8.4 mg N/L.

La estructura del LAG se ilustra en la Figura 4.7 de manera visual se observa la evolución que presentó el lodo aerobio granular, la foto del lado izquierdo fue tomada a finales del mes de noviembre del 2021 y la foto de inciso b) corresponde a los primeros días del mes de abril del 2022.

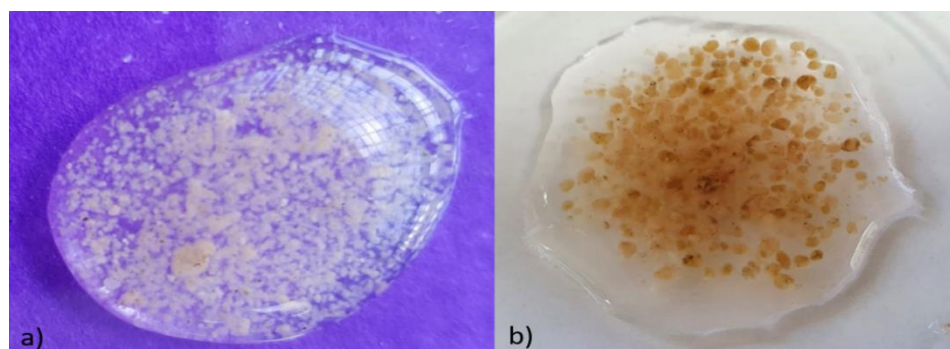


Figura 4.7 Morfología de LAG

- a) Tamaño inicial del lodo modelo en el mes de noviembre del 2021
- b) Tamaño del lodo en el mes de marzo del 2022

Se puede apreciar claramente el cambio que presentó el lodo, como lo menciona (Bengtsson et al., 2018), los gránulos de tipo LAG contienen los mismos grupos de microorganismos que los flóculos de lodos activados. Sin embargo, se distinguen de estos últimos porque forman gránulos significativamente más grandes y más compactos. La morfología de los gránulos según lo revelado en el análisis de imágenes muestra que las superficies son lisas y no se aprecian bacterias filamentosas.

Otra manera de validar el crecimiento del floc fue a través de la medición del tamaño de partícula. En un estudio que realizó, Pronk et al. (2015) reportó que más del 80% de los SST consisten en gránulos mayores a 0.2 mm, con esta información, se puede mencionar que a partir del segundo mes (Figura 4.8) se tenía un lodo granular, cabe mencionar que el tamaño medio de partícula fue de 1222 μm .

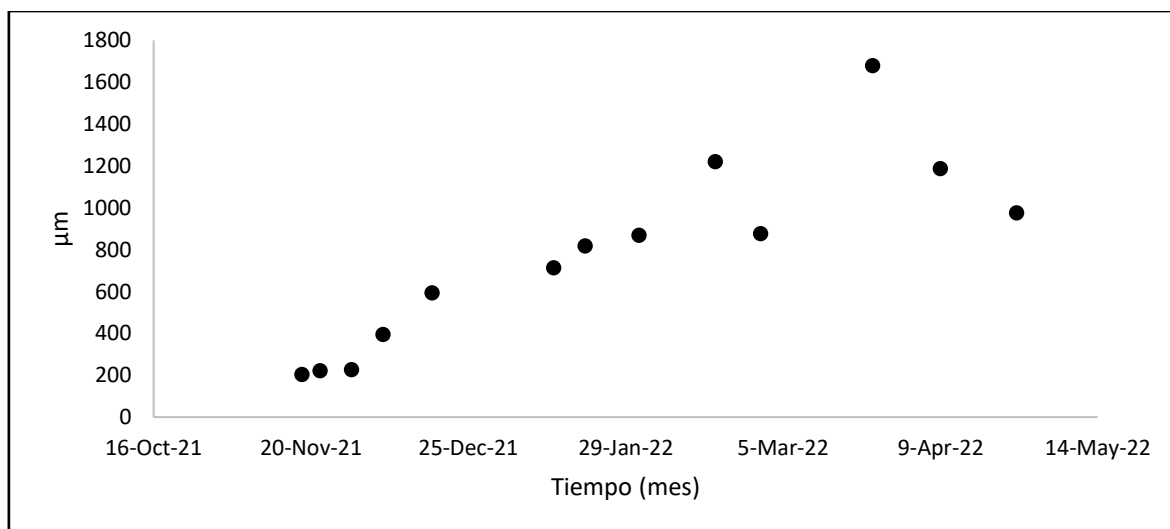


Figura 4.8 Tamaño promedio de partículas del LAG

Otro análisis importante es la identificación de los grupos funcionales de microorganismos existentes en el lodo, para efectos de este análisis se requirió mandar una muestra a un laboratorio externo. La metodología que se emplea para este análisis se puede encontrar detalladamente en (Van Loosdrecht et al., 2016)

Este análisis recibe el nombre de secuenciación del gen 16S rRNA. Dentro de los resultados se identificaron 449 géneros bacterianos. Se proporciona la Figura 4.9 para conocer los 29 géneros de bacterias principales que se encontraron en el reactor LAG según el análisis.

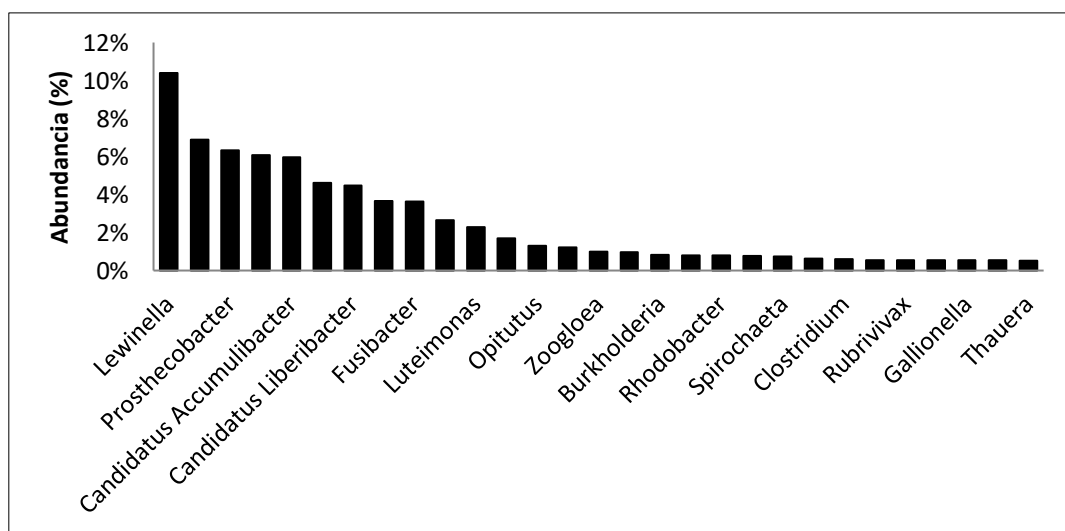


Figura 4.9 Géneros del LAG clasificados por abundancia decreciente

Los géneros como *Lewinella* (10%), *Flavobacterium* (6.8 %), *prosthecobacter* (6.32 %) y *roseomonas* (6 %) surgen como las bacterias más dominantes. Los géneros donde se incluyen los *thalassospira*, *candidatus liberibacter*, *zoogloea*, por mencionar algunos representan entre el 5% y 1%, mientras que los otros géneros restantes representaron del 1% al 0.5 % de la abundancia.

Los 449 géneros bacterianos presentes en el LAG pertenecen a diferentes grupos funcionales bacterianos. Se estimó la abundancia de los grupos funcionales bacterianos con respecto a todos los géneros identificados (Tabla 4.4 y Figura 4.10).

Tabla 4.4 Estructura de la comunidad microbiana (abundancia de grupos funcionales)

Grupo funcional bacteriano	Porcentaje (%)	Géneros putativos que se consideran en cada grupo
PAO	6.6 %	<i>Ca Accumilibacter</i> 5.6 %, <i>dechloromonas</i> 0.64%, <i>halomonas</i> 0.006 % y <i>tetrasphaera</i> 0.0002%
GAO	0.56 %	<i>Propionivibrio</i> 0.56%
AOB	0.07 %	<i>NitroSOSpira</i> 0.001 %, <i>Nitrosovibrio</i> 0.044% y <i>Nitrosococcus</i> 0.029%
NOB	0.11 %	<i>Nitrospira</i> (0.11 %)
OHO	92.7 %	El resto de la biomasa, fuera de PAO, GAO, AOB y NOB, se clasificaron como OHO.

PAO: Organismos acumuladores de polifosfato. GAO: acumulación de glucógeno
organismos AOB: bacterias oxidantes de amoníaco. NOB: bacterias oxidantes de nitrito.
OHO: Organismos heterótrofos ordinarios.

Los organismos heterótrofos ordinarios (OHOs) formaron la fracción dominante con un valor del 92.7 %. Los organismos acumuladores de polifosfato (PAO) conforman el 6.6 % mientras que los organismos acumuladores de glucógeno (GAO) fueron menos del 0.56 % al inicio. En cuanto a los grupos funcionales nitrificantes, la abundancia de AOB dio un 0.07 % y finalmente las bacterias oxidantes de nitrito (NOB) obtuvo un 0.11%.

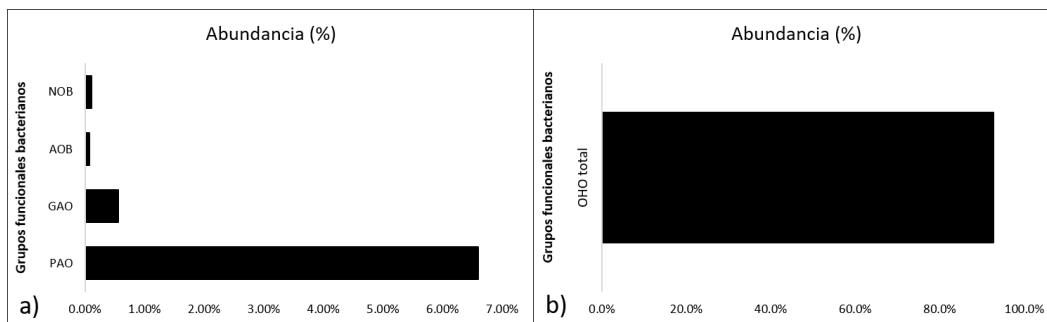


Figura 4.10 Grupos funcionales bacteriano en RBS de LAG

- a) Grupos funcionales en menor abundancia
- b) Grupos funcionales en mayor abundancia

4.3 CONCLUSIONES

1. Los reactores biológicos secuenciales en columna, utilizados para cultivar el lodo aerobio granular (LAG), fueron muy estables en términos de remociones de contaminantes y granulación.
2. Las características del reactor permitieron generar LAG, siendo este lodo muy compacto y concentrado en sólidos.
3. El 93 % de las bacterias presentes en el LAG del reactor en columna fueron OHOs.

CAPÍTULO 5

DIGESTOR AEROBIO

(MÉTODOS Y RESULTADOS)

CAPÍTULO 5. MÉTODOS Y RESULTADOS (II): DIGESTOR AEROBIO

5.1 METODOLOGÍA

5.1.1 PREPARACIÓN DE DIGESTOR AEROBIO

El 5 de abril del año 2022 se inició la prueba de degradación del lodo-modelo mediante la digestión aerobia.

Para montar el digestor aerobio se ocupó lo siguiente:

Materiales:

- ✓ Frasco de vidrio de tipo ámbar de 1.8 litros con tapa.
- ✓ Bomba de aire para peceras.
- ✓ Manguera que se emplea en las peceras.
- ✓ Una piedra porosa, (de las que se usan en las peceras).

Desarrollo:

Una vez que se adquirió el material mencionado, se procedió a realizar dos orificios a la tapa, en el primer orificio se conectó la manguera y la piedra porosa, el segundo orificio únicamente permitió la salida del aire ver Figura 5.1.



Figura 5.1 Digestor aerobio

Posteriormente se tomaron 2 litros de licor mezclado purgado de los reactores LAG que son K1 y K2, se procedió a mezclar ambos litros. El licor mezclado se colocó en una probeta para observar el volumen de la cama de lodo mediante 5 minutos de sedimentación.

Una parte de la muestra se aprovechó para realizar la caracterización inicial de lodo y el resto se agregó en el digestor aerobio. Las características iniciales del lodo se darán a conocer en el apartado de resultados.

El volumen inicial de lodo dentro del digestor fue de 1.480 litros.

Este digestor no requirió del apoyo de un mezclador en continuo, únicamente se usó ocasionalmente para la medición de rO_2 (in situ) para fines de uniformidad y estética.

La periodicidad de los análisis se estableció de la siguiente manera: en la primera semana se realizaron en los primeros cuatro días, en la segunda semana se realizaron dos días diferentes, posteriormente a esta semana se realizó una vez por semana.

5.1.2 TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS

La toma de muestra para los análisis correspondientes del digestor aerobio se describe a continuación:

1. Antes de tomar la muestra se midió la temperatura y despegar el lodo de las paredes del reactor en caso de ser necesario, en seguida el digestor se mezcla vigorosamente para homogenizar su contenido.
2. Subsecuentemente el lodo del digestor se puso en una probeta para poder registrar el volumen que presentaba. En el caso de que hubiera una pérdida de agua con respecto al registro inicial se optó por reponer el volumen perdido con agua de llave. La pérdida de volumen en el digestor aerobio se debe principalmente a la evaporación.
3. Concluido el paso anterior, nuevamente se mezcla el licor para homogenizar, consecutivamente se fue cuarteando la mezcla y se tomaron dos muestras. Una muestra se utiliza únicamente para realizar las pruebas de respirometría (medición de tasa de consumo de O_2). La segunda (volumen de 100 mL aproximadamente) se divide en dos partes, una parte se emplea para realizar STT y la segunda se emplea para los SDT y el resto de los análisis pertinentes.
4. Para poder realizar los análisis de los STT se consideró indispensable moler el lodo para reducir el rango de error, ya que, al momento de tomar la muestra, el tamaño que presenta el gránulo provoca que las muestras no sean uniformes, por otra parte, como el gránulo es más grande su secado requiere de mayor tiempo por lo cual el tiempo de secado se manejó a 4 horas.
5. La muestra empleada para las pruebas de respirometría es regresada al digestor para seguir el tratamiento.

Estas indicaciones se realizan de manera continua y ordenada cada vez que se tomaron muestras y se realizaron análisis en el transcurso del periodo del digestor.

El digestor aerobio fue monitoreado durante dos meses, los principales parámetros que se midieron son: demanda química de oxígeno total (DQO_T), demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos totales (STT), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos totales volátiles (STV), sólidos disueltos volátiles (SDV), Amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), temperatura y análisis de respirometría.

El análisis de fósforo total, fosfato y la medición del potencial de oxígeno reducción (ORP) se efectuaron únicamente al inicio como referencia. Las normas o métodos para los análisis fueron conforme a los métodos estándares (APHA, 2005).

En particular para las mediciones de N, P y DQO, se utilizaron kits de HACH y cuantificaciones por espectrofotometría, los sólidos suspendidos fueron estimados a través de la diferencia de los sólidos totales y los sólidos disueltos, recordando que el gránulo fue molido y el tiempo de secado fue alrededor de 4 horas.

5.1.3 RESPIROMETRÍA

La respiración microbiana es el proceso metabólico generador del trifosfato de adenosina (ATP). El ATP es un portador de energía, la energía se utiliza para sintetizar los diversos componentes moleculares necesarios para el crecimiento celular, el mantenimiento y la producción. Durante el proceso de respiración el donante de electrones se convierte en su forma reducida. En el caso de un donante carbonoso (compuestos orgánicos), su forma oxidada es dióxido de carbono. Si el aceptor de electrones es oxígeno molecular, entonces su forma reducida es el agua. La conversión de un donante carbonoso mediante oxígeno como aceptor de electrones, es llevada a cabo por bacterias heterótrofas (Van Loosdrecht, et al., 2016).

Los análisis para la medición de respirometría se realizaron a grandes rasgos de la siguiente manera: se tomó una muestra por cuarteo del licor mixto, posteriormente el licor mixto se colocó en botellas de DBO Winkler cerradas para medir la velocidad de consumo de oxígeno (OUR o rO_2), para evitar errores que pudieran ocurrir al utilizar respirómetros abiertos a la atmósfera. Las botellas se llenaron hasta el tope con lodos presaturados con O_2 de los digestores, se introdujo una barra magnética y una sonda DBO cónica (YSI 5750). La temperatura se mantuvo constante ($20 \pm 0,5$ °C) con sumergir las botellas en un baño a fin de controlar la temperatura. El medidor de oxígeno (YSI 5750) estaba conectado a una computadora a través de un registrador de datos automático (intervalos de 5 s) y un software (Fall et al., 2014), en donde se registraron y guardaron los datos. La metodología empleada para la medición de la respirometría se describe detalladamente en López-Vázquez et al. (2019).

5.1.4 MODELACIÓN

En esta investigación se utilizaron dos técnicas de análisis de datos para estimar la constante cinética de decaimiento de heterótrofos (bH del lodo) y la fracción inicial de

biomasa activa (X_{Hini}) o su complemento, la fracción inicial de residuos endógenos (X_{Pini}). El primer método (tradicional) es vía una regresión lineal, exactamente como fue utilizado por (Martínez-García et al. 2015), mientras que el segundo método consiste en realizar la modelación de la digestión a través del ASM1 y utilizando un software de simulación como Aquasim.

Debido a la naturaleza del influente sintético empleado el lodo producido solo contiene 2 fracciones mayores X_H y X_p . En teoría también hay autótrofos X_A , pero, es despreciable comparado a X_H .

5.1.4.1 REGRESIÓN LINEAL

El método de regresión lineal consiste en representar los datos de sólidos suspendidos volátiles con base en la siguiente ecuación:

$$SSV_t = SSV_u + (1 - f_p)X_{Hini}e^{-b_H.t} \quad \text{Ec.1}$$

Donde:

t: Es el tiempo en días (d).

SSV_t : Es el valor de los SSV en el tiempo t ($=X_H + X_p$ al tiempo t).

SSV_u : Es el valor último de los SSV, este valor se considera cuando ya no hay biomasa activa (se terminó la digestión)

f_p : Fracción de X_p remanente del decaimiento celular (0.2 adimensional).

X_{Hini} : Valor inicial de la biomasa activa heterótrofa al tiempo cero.

b_H : Es la constante de decaimiento heterótrofo (d^{-1}).

Posteriormente la Ec. 1 se linealiza y se obtiene la Ec. 2

$$\ln[SSV_t - SSV_u] = -b_H t + \ln[(1 - f_p)X_{Hini}] \quad \text{Ec. 2}$$

Los parámetros del modelo son la pendiente b_H y el valor inicial X_{Hini} que se obtiene de la ordenada al origen y_0 de la regresión lineal $y_0 = (\ln (1-f_p) X_{Hini})$. Por lo que se establece la Ec. 3.

$$y_0 = [(1 - f_p)X_{Hini}] \rightarrow X_{Hini} = \frac{e^{y_0}}{1-f_p} \quad \text{Ec.3}$$

Un requerimiento para poder utilizar la Ec. 2 es llevar a cabo una experimentación suficientemente prolongada (1 a 3 meses) para asegurarse que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSV_u , y obtener o suponer su valor antes de poder realizar

los cálculos y graficar la ecuación 2. En cuanto a la constante b_H , este se obtiene como la pendiente en la Ec. 2.

5.1.4.2 REGRESIÓN NO LINEAL

El método de regresión no lineal que se manejó para estimar los parámetros fue mediante un modelo matemático de ASM1 y el programa AQUASIM. La metodología que se empleó fue tomada de (Martínez-García et al. 2015).

Este método tiene como ventaja, validar la identificabilidad única de los valores de los parámetros y la detección de errores asociados conforme a su análisis de sensibilidad. Otra función que permite el programa es extrapolar el modelo para calcular y graficar variables como: consumo de oxígeno, la variación de X_H y la variación de X_P en el tiempo. Además, estima los parámetros del modelo (X_{Hini} , X_{Pini} y b_H)

Para modelar el digestor aerobio, se tomó como base la matriz original del ASM1; de acuerdo a las condiciones del reactor se eliminaron algunos procesos conservando únicamente los que existen durante la digestión aerobia de lodo biológico.

Las condiciones que se tomaron en cuenta y la forma en que cambió la matriz se mencionan a continuación.

Como fue mencionado anteriormente se desprecia la cantidad de biomasa autótrofa X_A . Por lo que los SSV y DQO particulada pueden estimarse relativamente bien con base a los procesos de la biomasa heterótrofa, sin embargo, para estimar b_H con mayor precisión a través de los datos de rO_2 habrá que tomar en cuenta el rO_2 de la nitrificación como es mostrado más lejos.

Bajo estas condiciones de los 8 procesos existentes del ASM1, en un primer tiempo solo se conservan 3 procesos (Tabla 5.1).

En el modelo ASM1 original, el decaimiento es de tipo muerte-regeneración, lo que indica que la biomasa muere y una fracción de la biomasa ($1-f_p$) es transformada en X_S y otra fracción (f_p) en X_P a una tasa de decaimiento b_H . Por simplificación, se decidió cambiar la degradación por el modelo de respiración endógena, esto significa que, al morir, la biomasa X_H consume oxígeno y una fracción (f'_p) de la biomasa es transformada en X_P a una tasa de decaimiento b'_H , esto se muestra en la Tabla 5.1

Tabla 5.1 Respiración endógena

COMPONENTES→ PROCESOS↓	S _s	S _o	X _s	X _H	X _P	TASA DE REACCIÓN
Crecimiento heterótrofo	-1/Y _H	-(1/Y _H)/(Y _H)		1		$\mu_{Hmax} \left[\frac{S_s}{K_s + S_s} \right] X_H$
Decaimiento endógeno		-(1-f _p)		-1	f _p	$b'_H X_{B,H}$
Hidrolisis de materia orgánica particulada	1		-1			$K_h \frac{X_s/X_H}{K_x + (X_s/X_H)} X_H$
Parámetros estequiométricos	Componentes			Parámetros cinéticos		
Y _H : Rendimiento de los heterótrofos f _p : Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes	S _s : Materia orgánica rápidamente biodegradable. S _o : Oxígeno disuelto. X _s : Materia orgánica lentamente biodegradable. X _H : Biomasa heterótrofa activa. X _P : Productos particulados inertes procedentes del decaimiento.			$\mu_{H,max}$: Tasa máxima de crecimiento heterótrofo K _s : Coeficiente de semi - saturación de g DQO/L b _H : Coeficiente decaimiento heterótrofos (d ⁻¹) K _h : Tasa máxima de hidrolisis g DQO/ g DQO*d K _x : Coeficiente de semi- saturación de hidrolisis del sustrato lentamente biodegradable (g DQO/ g DQO)		

La segunda modificación consistió en el análisis de la presencia de X_s. La materia lentamente biodegradable puede venir del influente y como resultado del decaimiento de la biomasa (en la muerte-regeneración). Al usar agua sintética, la única fuente de carbono es el acetato, por lo cual no hay presencia de X_s en el influente o es prácticamente despreciable. En el modelo de respiración endógena, el decaimiento de la biomasa no genera X_s y no hay producción de S_s que sustenta el crecimiento. Por estas condiciones, es posible eliminar el proceso de hidrólisis y el de crecimiento en la matriz.

Al considerar que el licor mezclado que se usó en la prueba de decaimiento fue tomado al terminar el ciclo de reacción, la presencia de sustrato fácilmente biodegradable S_s es considerado despreciable y en el modelo de decaimiento de respiración endógena no hay producción de S_s; por consiguiente, el crecimiento en el digestor es considerado despreciable, permitiendo eliminar este proceso de la matriz. La Tabla 5.2 describe la matriz final.

Tabla 5.2 Decaimiento

COMPONENTES→ PROCESOS↓	S _o	X _H	X _P	TASA DE REACCIÓN
Decaimiento endógeno	-(1-f _p) • C	-1	f _p	$b_H X_B$
Componentes		Parámetros cinéticos		
S _o : Oxígeno disuelto X _H : Biomasa heterótrofa activa. X _P : Productos particulados inertes procedentes del decaimiento.		f _p : 0.2 (Henze et al., 2000): fracción de X _H que queda como residuo endógeno X _P inerte b _H : constante de decaimiento (d ⁻¹) C=1 sin nitrificación C= (1+4.57•f _N) con nitrificación f _N =0.063		

Para la constante f_p se empleó el valor por defecto del ASM1. La expresión cinética de la tasa de decaimiento es la misma que en la Ec. 2.

Fall et al. (2014) propuso una estrategia que permite tomar en cuenta o no la nitrificación del amoníaco liberado en la lisis celular. Introdujo la constante C en la matriz cuyo valor varía según haya o no oxígeno consumido en la nitrificación (ver constante C en la matriz).

Una vez que se obtuvo el modelo matemático conforme al modelo del ASM1, se tiene la opción de utilizar el programa Aquasim, donde se estableció los parámetros del estado de X_H y X_p , los valores iniciales de $X_{H\text{ ini}}$ y $X_{p\text{ ini}}$, así como la constante b_H . El digestor se modela como un reactor batch de mezcla completa. La matriz final se inserta (Tabla 5.2) en el módulo de procesos del Aquasim. La concentración S_O fue constante con un valor de 6 mg/L.

Los parámetros a estimar, con base en el ajuste de modelo ASM1 a los datos de SSV, DQO y rO_2 en el tiempo, fueron los 3 siguientes: b_H , $X_{H\text{ ini}}$ y $X_{p\text{ ini}}$.

Aquasim tiene algoritmos de estimación de los parámetros por regresión no lineal, cuyo criterio de convergencia es la minimización de las sumas de cuadrados. Cabe mencionar que, en principio, las concentraciones de materia orgánica en el ASM1 son en DQO, por lo que los datos de DQO se pueden utilizar directamente. Cuando se requiere emplear datos de SSV con posibilidad de calcular el consumo de oxígeno, se requiere utilizar factores de conversiones. En los casos, donde se utilizaron datos de SSV como de DQO, los ajustes simultáneos permitieron estimar las constantes icv (DQO/SSV), o constante de conversión de SSV a DQO (Fall et al., 2014).

Después de obtener los valores estimados de las constantes (b_H , $X_{H\text{ ini}}$ y $X_{p\text{ ini}}$), Aquasim permite simular y graficar el comportamiento de las variables del modelo (X_H , X_p , SSV y rO_2 en función del tiempo, siendo rO_2 la tasa de consumo de oxígeno del lodo en mg/L.h.

5.2 RESULTADOS Y DISCUSIONES

El digestor aerobio fue montado el día 5 de abril utilizando el lodo granular purgado de los reactores K1 y K2. Las condiciones iniciales del digestor se presentan en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3 Caracterización inicial al lodo del digestor aerobio

Parámetros	Concentración		Unidades
	Promedio	Desviación Estándar	
Volumen inicial de reactor	1.480	-	L
Temperatura	20.5	-	°C
Conductividad eléctrica	1081	-	μS/cm
SST	9705	±147	mg/L
SSV	8649	±53	mg/L
DQO _T	11415	±163	mg/L
DQO _s	7.5	±0.7	mg/L
ivt	0.89	±0.01	
icv	1.32	-	
Fósforo total	46.65	-	mg/L P
Fosfato	0	-	mg/L P-PO ₄
Amonio	0	-	mg/L N- NH ₄ ⁺
Nitrato	1.395	-	mg/L N- NO ₃ ⁻
Tamaño de partícula	1256.1	-	μm

Los SSV iniciales estuvieron en 8610 mg/L ± 53; el valor del DQOs fue de 7.5 mg/L, lo que se considera un valor relativamente bajo. Este último valor fue considerado para el cálculo de la DQO particulada ($DQO_x = DQO_T - DQO_s$). Las relaciones ivt e icv fueron estimadas en 1.32 ± 0.08 y 0.90 ± 0.01 respectivamente.

5.2.1 CONTROLES DE OPERACIÓN

La Tabla 5.4 incluye la temperatura registrada en el digestor aerobio, es preciso mencionar que las lecturas de la temperatura se realizaron alrededor de las 8:30 a.m.

Tabla 5.4 Temperatura en digestor aerobio

TIEMPO (d)	HORA APROX.	TEMPERATURA °C
0	14:00	20.5
1	10:00	19.5
2	8:30	22.5
3	8:30	20.0
6	8:30	20.0
9	8:30	21.0
10	8:30	23.0
14	8:30	23.0
15	8:40	21.0
16	8:30	20.8
21	8:30	20.0
24	9:00	19.0
27	9:00	19.0
28	8:00	20.0
31	8:50	20.5
36	8:30	21.0
42	8:30	19.0
49	8:30	18.0
56	8:30	20.5
64	8:30	21.0

La temperatura en el digestor fue relativamente estable durante el periodo de monitoreo (20.5 ± 1.3 °C) de abril a junio. Esta es la temperatura de referencia a la que se realizó el estudio, es decir alrededor de 20 °C. Otra condición de operación que se empleó para el digestor aerobio fue el control de evaporación.

Uno de los estudios desarrollados en este capítulo fue la medición de la respirometría. Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 5.2 donde se incluyen los datos de respirometría obtenidos de 15 mediciones de la tasa de consumo de oxígeno (rO_2) a lo largo del tiempo del digestor aerobio.

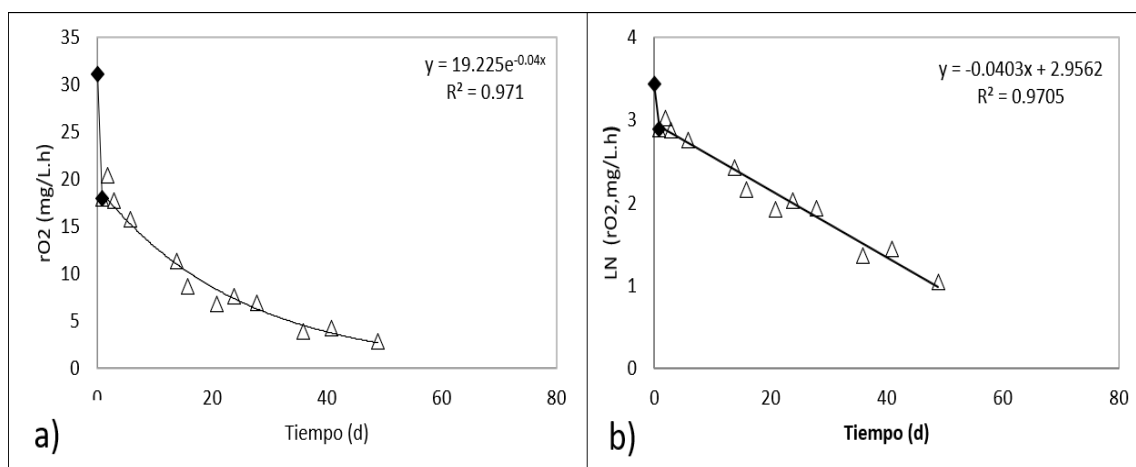


Figura 5.2 Respirometría
a) Respirometría primera fase
b) Respirometría segunda fase

Como se puede apreciar en la Figura 5.2 inciso a) el perfil de las tasas de consumo de oxígeno (OUR por sus siglas en inglés) presentó un valor inicial de 31.1 mg O₂/L•h relativamente alto y su valor final fue de 3.6 mg/L•h; se puede apreciar que se registró una tendencia de decremento muy rápida en las primeras 24 horas, posteriormente presentó una disminución más regular y lenta hasta el final (día 64), este evento también se llegó a presentar en otros trabajos. El primer valor alto del OUR en las primeras 24 horas se debe a la presencia de sustrato residual almacenado como polihidroxialcanoato (PHA) en la biomasa que viene de ser cosechado en el LAG-RBS (Figura 5.2 inciso a). La degradación de esta reserva del PHA eleva temporalmente el OUR y posteriormente cuando la reserva se agota el OUR tiende a caer, presentando dos tramos o fases como ya fue observado y explicado por (Friedrich et al., 2013; Fall et al., 2014). Por lo tanto, excluyendo el punto inicial y ajustando los datos restantes con una función exponencial se puede proporcionar una estimación de la constante de decaimiento (bH) por respirometría.

A partir de estos datos se graficó la tasa del consumo de oxígeno $\ln(rO_2)$ en función del tiempo (Figura 5.2 inciso b) y excluyendo el punto inicial (almacenamiento). Se obtuvo un coeficiente de determinación alto ($R^2 = 97\%$); el valor de bH dado por la pendiente fue de 0.040 d⁻¹, este valor es relativamente bajo, la tasa de respiración específica (SOUR) que es la relación de OUR/SSV, el valor SOUR calculado fue de 1.7 mg O₂/gSSV•h, este valor indica cuántos mg de O₂ son consumidos por cada gSSV de lodo en una hora.

En la Figura 5.3 se ilustran los perfiles de pH, DQO_s y NO₃⁻ del digestor aerobio en el tiempo.

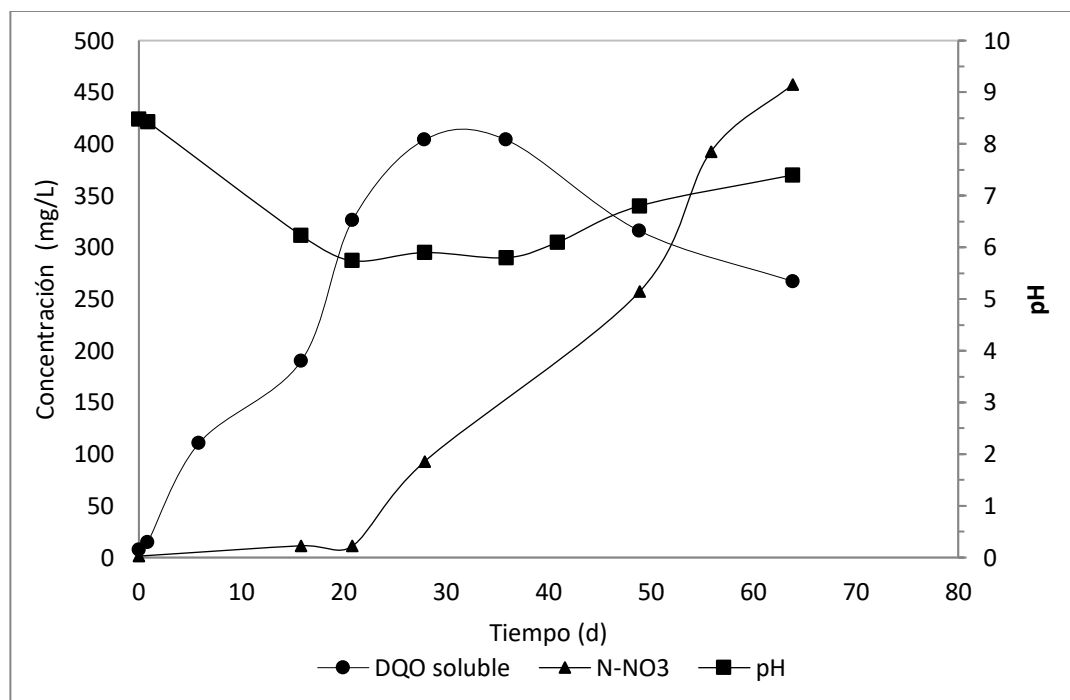
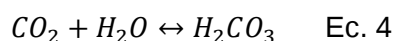


Figura 5.3 Valores de DQO_s, N- NO₃⁻ y pH

La medición de pH ayuda a prevenir efectos irreversibles en la biomasa o saber interpretar lo que está sucediendo dentro del reactor. Es sabido que la digestión aerobia afecta el pH por la nitrificación del amonio liberado de la lisis celular.

El comportamiento del pH que presenta la Figura 5.3 registra un descenso lento pero, progresivo con un valor inicial de 8.48, a los 36 días fue de 5. Luego estuvo subiendo paulatinamente hasta 7.46 al final.

Una posible causa que se puede encontrar cuando existe un descenso de pH es la formación de H₂CO₃. Al inicio, debido al alto valor de pH (8.7), el CO₂ liberado durante el proceso de digestión es transformado a H₂CO₃ debido a la reacción de la Ec. 4, lo que implicaría un descenso en los niveles de pH.



Otra causa del decremento pH puede ser la nitrificación. En este caso la nitrificación fue la razón principal que generó la disminución del pH observada en la Figura 5.3. En un inicio el amonio se libera debido a la lisis celular y este favorece la nitrificación, esto a su vez modifica el consumo de alcalinidad y el descenso del pH (Van Haandel et al., 1998; Henze et al., 2000).

Dentro de la Figura 5.3 también se puede apreciar el comportamiento de la DQO_s, esta medición se analizó en la muestra que fue filtrada. La DQO_s es de fácil degradación, está dada por moléculas simples capaces de atravesar la pared celular sin dificultad y que

inmediatamente puede ser utilizada como energía o síntesis celular. En la Figura 5.3 se puede ver una degradación inicial lenta, pero, conforme las bacterias van muriendo la DQOS va aumentando con mayor rapidez, lo que significa que la DQO acumulable era biodegradable, mientras que la mayor parte era soluble no biodegradable (Wentzel et al., 1989).

Considerando las dificultades que se presentaron para tomar la muestra de lodo en digestión, se realizó la determinación de STT y SDT; el método que se empleó se describe en el apartado de metodología. Para obtener los SST fue necesario recalcular los valores a través de la siguiente resta $SSV = STV - SDV$.

La Figura 5.4 representa la concentración de sólidos suspendidos de lodo respecto al tiempo de digestión. Se registra una tendencia de decremento que duró hasta 49 días y posteriormente alcanzó una quasi meseta. La reducción de SSV fue de 27 % a 30 días y 35 % al final (64 días). El bH fue muy bajo, el tiempo para alcanzar remoción de SSV de referencia es más alto en comparación al lodo activado. Esto es una especificidad nueva para el tipo de lodo aerobio granular conforme a lo que reveló el estudio. Es conveniente mencionar que se presentó fluctuación en las mediciones debiéndose a la dificultad de muestrear tal lodo (granular), pero no se ve afectada la tendencia global promedio.

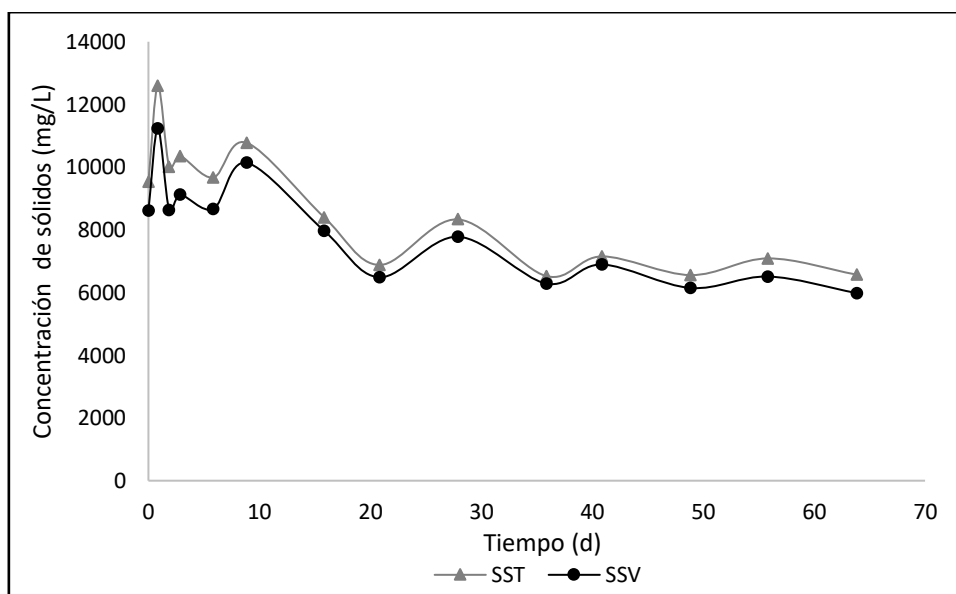


Figura 5.4 Perfiles de SSV del digestor aerobio

La remoción final máxima de SSV fue del 44% quedando un residuo con alrededor de 7000 mg/L SSV. Una de las necesidades que se tienen para reducir los SSV del lodo es la atracción de vectores nocivos (mal olor, ratas, enfermedades, moscas, etc.), alcanzar

una reducción de la masa de SSV de 38% (DOF, 2003) es un requisito que se pide para la disposición de los lodos. Las relaciones ivt (SSV/SST) e icv (DQO/SSV) fueron estimadas en 0.92 ± 0.03 y 1.35 ± 0.01 respectivamente.

El valor de la DQO_s se consideró para calcular la DQO particulada ($DQO_x = DQO_T - DQO_s$). En la Figura 5.5 se puede apreciar el comportamiento de la DQO total y la particulada, mediciones complementarias que permiten confirmar la tendencia que tiene la reducción de los sólidos.

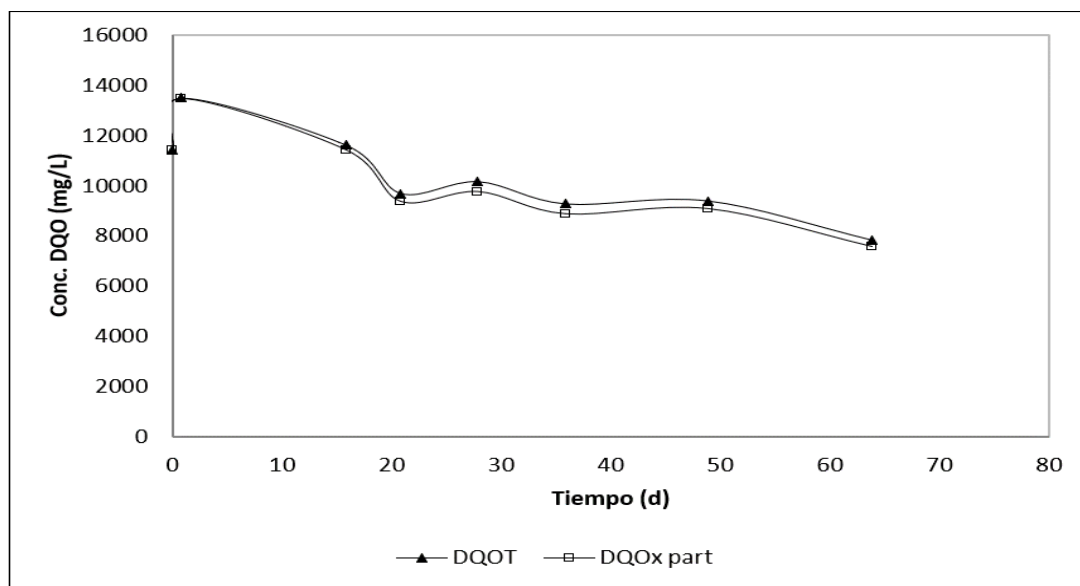


Figura 5.5 Perfiles de DQO_T y DQO_x

Como se puede apreciar existe una similitud entre el perfil la DQO_x (Figura 5.5) y la tendencia de los SSV (Figura 5.4); esto ayuda a corroborar los resultados obtenidos anteriormente. La remoción máxima en términos de DQO_x fue de 43.9% y una remoción del 30.9 % para la DQO_T .

Para fines prácticos, los valores iniciales fueron calculados como el promedio de los valores fluctuados medidos en los 2 primeros días.

La secuenciación del gen 16S rRNA del LAG después de la digestión aerobia arrojó la identificación de 339 géneros. La Tabla 5.5 y la Figura 5.6 b proporcionan una lista de los 29 géneros de bacterias principales después de la digestión, comparada a antes de la digestión (Fig. 5.6 a). Cabe señalar que el orden que presenta la tabla para el lodo digerido se basa en su orden inicial de abundancia, en el lodo fresco.

Tabla 5.5 Géneros bacterianos dominantes en el LAG después de la digestión aerobia

N.	Nombre de género	Abundancia %	N.	Nombre de género	Abundancia %
1	<i>Lewinella</i>	1.5%	16	<i>Hydrogenophaga</i>	0.2%
2	<i>Flavobacterium</i>	1.6%	17	<i>Burkholderia</i>	0.07%
3	<i>Prostheobacter</i>	0.09%	18	<i>Xanthobacter</i>	0.05%
4	<i>Roseomonas</i>	6.5%	19	<i>Rhodobacter</i>	0.6%
5	<i>Candidatus Accumulibacter</i>	0.5%	20	<i>Aquimonas</i>	0.07%
6	<i>Thalassospira</i>	7.9%	21	<i>Spirochaeta</i>	0.000%
7	<i>Candidatus Liberibacter</i>	1.3%	22	<i>Dechloromonas</i>	0.15%
8	<i>Haliangium</i>	0.002%	23	<i>Clostridium</i>	0.10%
9	<i>Fusibacter</i>	0.16%	24	<i>Propionivibrio</i>	0.05%
10	<i>Runella</i>	2.2%	24	<i>Rubrivivax</i>	0.27%
11	<i>Luteimonas</i>	0.2%	26	<i>Pedobacter</i>	0.29%
12	<i>Alkaliphilus</i>	0.08%	27	<i>Gallionella</i>	0.03%
13	<i>Opitutus</i>	0.019%	28	<i>Sphingomonas</i>	11.4%
14	<i>Candidatus Amoebophilus</i>	0.11%	29	<i>Thauera</i>	7.9%
15	<i>Zoogloea</i>	0.09%			

En comparación con los datos iniciales de la composición microbiana del reactor RBS en columna del lodo aerobio granular presentado en el Capítulo 4, los 29 géneros identificados en abundancia, se siguen presentando después de la digestión. Sin embargo, algunos de estas bacterias descendieron en su proporción y otras aumentaron, como lo fue en el caso de las siguientes bacterias: *sphingomonas* (11.9 %), *thalassospira* (11.4 %), *thauera* (7.9%), *reseomonas* (6.5%), *sphingopyxis* (6.4%), En este caso las bacterias con mayor abundancia son *sphingomonas* (11.9%), Los géneros donde se incluyen los *thermomonas*, *candidatus solobacter*, *runella*, *nitrospira*, *salinibacterium*, *bosea*, *flavobacterium*, *lewinella*, *candidatus liberibacter*, *rhodococcus*, *devosia* y *sphingobacterium* representan el 5% y 1%, mientras que los otros géneros restantes representaron menor al 1%.

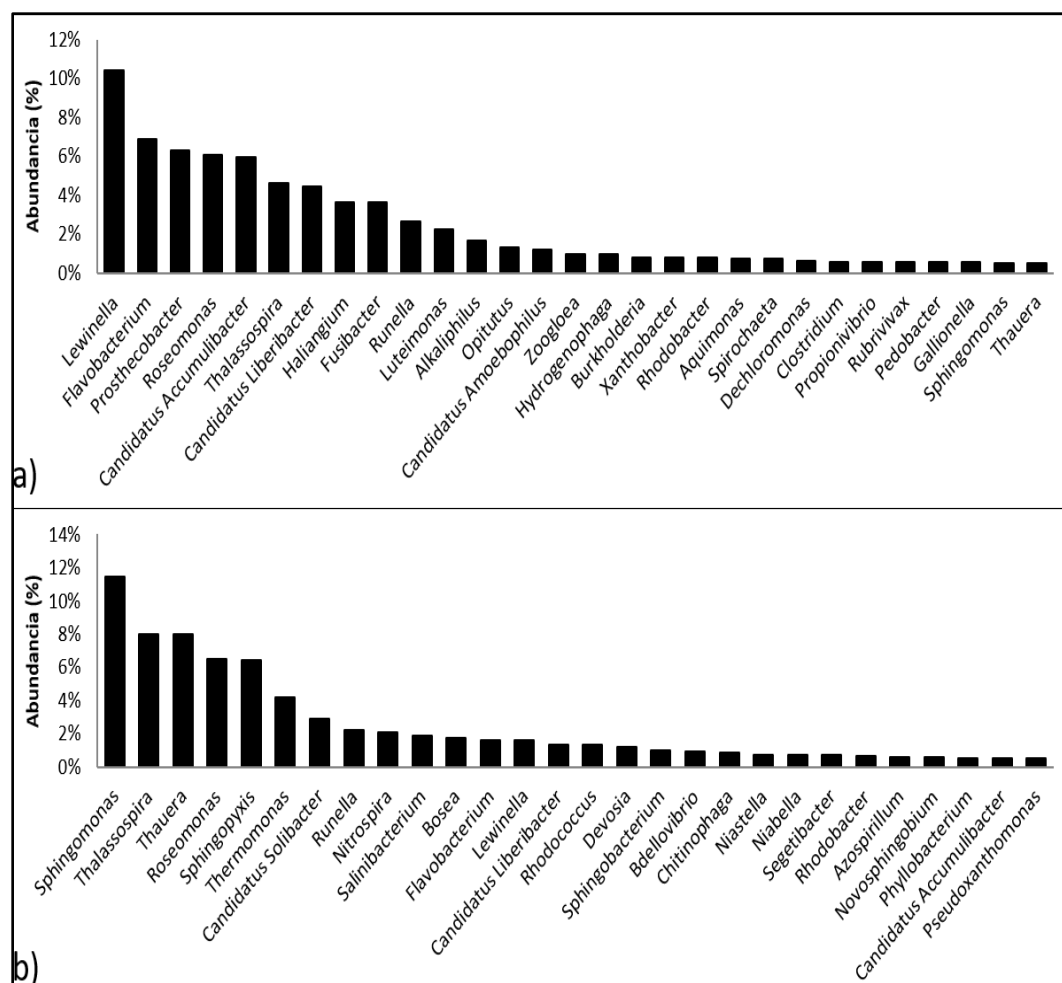


Figura 5.6 Géneros clasificados por abundancia en la digestión aerobia

- a) Géneros antes de la digestión aerobia
b) Géneros después de la digestión aerobia

De la misma manera se presenta la Figura 5.7 para apreciar de manera gráfica el comportamiento de los 29 géneros en abundancia antes y después de la digestión aerobia.

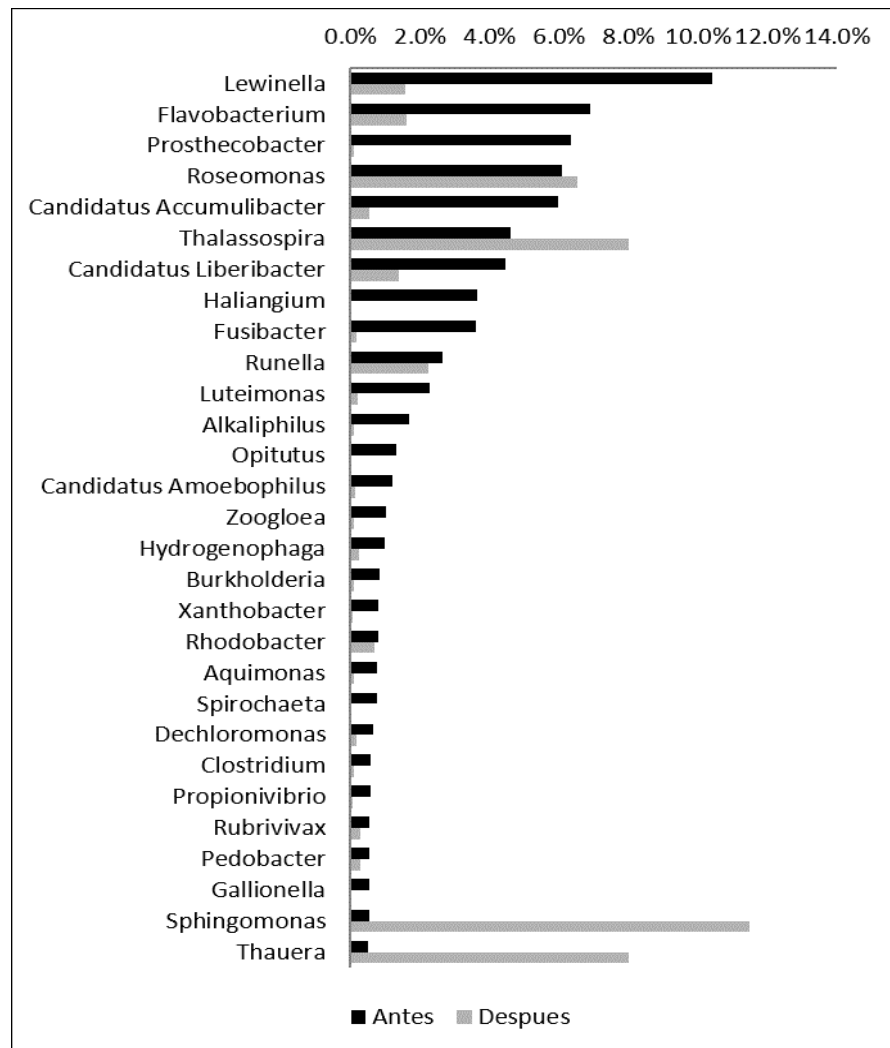


Figura 5.7 Géneros persistentes antes y después de la digestión aerobia

Como se puede apreciar, los géneros de *sphingomonas*, *thauera* y *thalassospira* incrementaron su porcentaje; esto indica que murieron menos (resistencia relativa). Es importante mencionar que todos los géneros bajaron en cantidad absoluta, sin embargo, lo único que cambió fue la proporción relativa.

Dentro de las bacterias, existen grupos funcionales bacterianos. La clasificación de los grupos funcionales bacterianos para después de la digestión se presenta dentro de la Tabla 5.6.

Tabla 5.6 Estructura de la comunidad bacteriana (abundancia de grupos funcionales)

Grupo funcional bacteriano	Porcentaje (%)	Géneros putativos que se consideran en cada grupo
PAO	0.70 %	<i>Ca Accumulibacter</i> 0.7 % <i>Dechloromonas</i> 0.15% <i>Halomonas</i> 0.002 %
GAO	0.06 %	<i>Propionivibrio</i> 0.06%
AOB	0.03 %	<i>Nitrosococcus</i> 0.3%
NOB	2.10 %	<i>Nitrobacter</i> (0.003 %) <i>Nitrospira</i> (2.10 %)
OHO	97.1 %	El resto de la biomasa, fuera de PAO, GAO, AOB y NOB, se clasificaron como OHO.

PAO: Organismos acumuladores de polifosfato. GAO: acumulación de glucógeno
organismos AOB: bacterias oxidantes de amoníaco. NOB: bacterias oxidantes de nitrito.
OHO: Organismos heterótrofos ordinarios.

Los datos de la Tabla 5.6 se muestran de manera gráfica en la Figura 5.8.

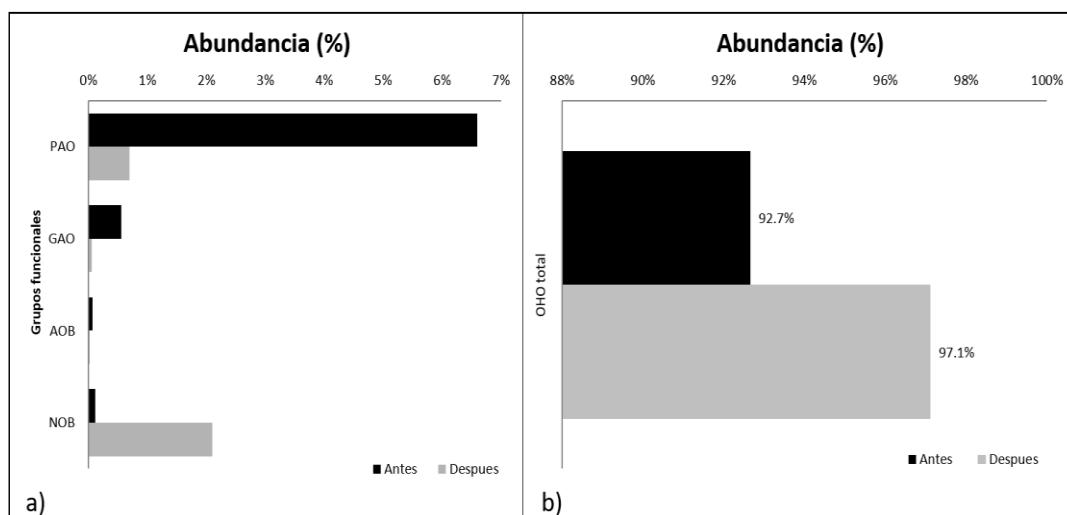


Figura 5.8 Abundancia de los grupos funcionales antes y después de la digestión aerobia
a) Abundancia de los grupos funcionales
b) Abundancia de los grupos funcionales (únicamente en OHO)

La Figura 5.8 inciso a se interpreta de la siguiente manera: en el caso de los organismos acumuladores de polifosfato (PAO) conformaron el 6.6 % después de los 60 días su porcentaje redujo al 0.70%, esto quiere decir que los PAO murieron lentamente en mayor proporción que el promedio, mientras que los organismos acumuladores de glucógeno (GAO) fueron menos del 0.56 % al inicio y después de los 60 % fue del 0.06%. En cuanto a los grupos funcionales nitrificantes, la abundancia de AOB dio un 0.07 % y transcurrido los 60 días fue de 0.03 %; las bacterias oxidantes de nitrito NOB obtuvo un 0.11% y un final de 2.10 % este incremento significa que murieron en menor proporción que el promedio (resistencia relativa). Finalmente, en la Figura 5.8 inciso b los organismos heterótrofos ordinarios (OHO) formaron la fracción dominante con un valor del 92.7 %,

con el paso de los 60 días en el digestor aerobio los OHO presentaron un incremento (97.1 %), esto significa que murieron en menor proporción que el promedio (resistencia relativa).

En la Figura 5.8 se aprecia una presencia grande del grupo funcional de los OHOs y una disminución del grupo de los PAO, sin embargo, también se puede observar un incremento en los GAO, recordando que los PAO y GAO son bacterias que durante la fase anaerobia se alimentan y tienden a almacenar. Por otra parte, los OHOs aeróbicos no comen en la fase anaerobia, solo comen en la fase aerobia, prácticamente en esta fase ya no hay presencia de comida y se espera que vayan muriendo lentamente en el LAG. El mecanismo de subsistencia de los OHOs en los reactores LAG K1 y K2 es entonces enigmático (Rosas-Echeverría et al., 2023).

5.2.2 ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO

5.2.2.1 MÉTODO DE REGRESIÓN LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV

La ecuación linealizada especificada en el capítulo de Metodología (Ec. 2) fue uno de los métodos que se aplicó para la estimación de bH. El valor de bH que se obtiene depende de la correcta elección del valor de SSVu. La experimentación debe ser suficientemente prolongada para asegurarse de que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSVu.

La Figura 5.9 es el resultado de la estimación de decaimiento del lodo por regresión lineal.

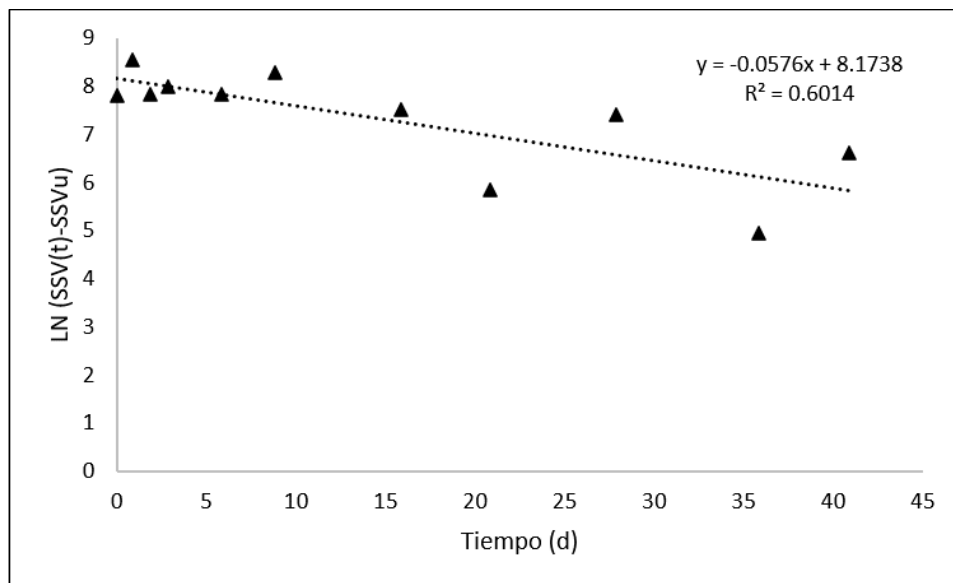


Figura 5.9 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento

El parámetro SSV_u fue puesto igual al último valor más bajo registrado en esta prueba fue de 6145 mg/L SSV. El coeficiente de determinación R² de la regresión no fue muy alto (60%). El valor de bH dado por la pendiente fue de 0.0576 d⁻¹. El ordenado al origen, y₀ = 8.1738 = Ln [X_{Hini} (1-f_p)] teniendo f_p = 0.2, permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 4416.67 mg/L SSV, mientras que el resto fue X_{Pini} con 5078.33 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa inicial Fa de 46 %.

En este método de linealización la elección del valor de SSV_u afecta los valores de los parámetros estimados. Pero, independientemente de esta limitación, se observa una tendencia de decaimiento muy lenta del lodo modelo (orden de 0.04 a 0.06 d⁻¹) según las estimaciones vía el rO₂ versus los de SSV. Cuando el decaimiento se observa lento (como en este caso), alcanzar un valor adecuado de SSV_u podría requerir mucho tiempo, lo que vislumbra ya una particularidad en la digestión de lodo granular cultivado con sustrato sintético en las condiciones de cultivo de este trabajo.

El valor regular (“default”) de bH para tipos de biomasa de ASM1 es de 0.2 d⁻¹ (modelo de respirometría endógena) y 0.63 d⁻¹ en el modelo de muerte- regeneración (Henzel et al., 2000).

El método de regresión lineal de los SSV, presenta una gran sensibilidad al valor de SSV_u (materia orgánica residual última) que se usa en los cálculos. Para mostrar este punto, se planteó el siguiente escenario, en la primera columna se utilizó el valor de SSV_u de 6145 mg/L como referencia, posterior a ello se agregaron dos variaciones de este valor, aumentando hasta 7300 y 8000 mg/L. En la Tabla 5.7 se muestran los resultados de las constantes bH y Fa que se obtienen al aplicar la regresión lineal con estos valores.

Tabla 5.7 Sensibilidad del método de linealización al valor de SSV_u elegido

Escenarios	1	2	3
SSV _u (mg/L)	6145	7300	8000
R ² (%)	60%	69 %	75 %
bH (d ⁻¹)	0.0576	0.19	0.21
FA (%)	46 %	44%	15%

El coeficiente de determinación de la regresión no es muy alto para los tres valores de SSVu ($R^2 < 70$). La variación relativa entre las estimaciones de Fa es de $\pm 12\%$ entre ellas, mientras que para la constante bH es de ± 0.2 entre los valores.

A continuación, se utilizarán métodos mucho más robustos y confiables para estimar bH.

5.5.2.2 MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL

Mediante la simulación de Aquasim, los parámetros son estimados simultáneamente, buscando minimizar la suma de diferencias entre las predicciones del modelo y los datos experimentales. Al realizar ajustes simultáneos, los datos se complementan entre sí y replican la información aportada por las pruebas largas.

Cada serie de datos ya sea rO_2 , DQO o SSV, permite estimar los parámetros. Sin embargo, es mejor juntar las tres series de tipos de datos y ajustar el modelo simultáneamente sobre los datos de la DQO, SSV y rO_2 . Esto provee un juego único de parámetros de ajuste (bH, X_{Hini} , X_{pini} , Fa y icv promedio). Aquí se procedió a realizar el ajuste simultáneo de rO_2 y SSV solamente debido a que no había muchos datos de DQO la medición de DQO permitió calcular el icv.

El ajuste simultáneo con juego único de parámetros fue bueno, tanto para las series de rO_2 , como de los SSV. Para ilustrar lo anterior, se muestran las curvas rO_2 y SSV (Figura 5.10)

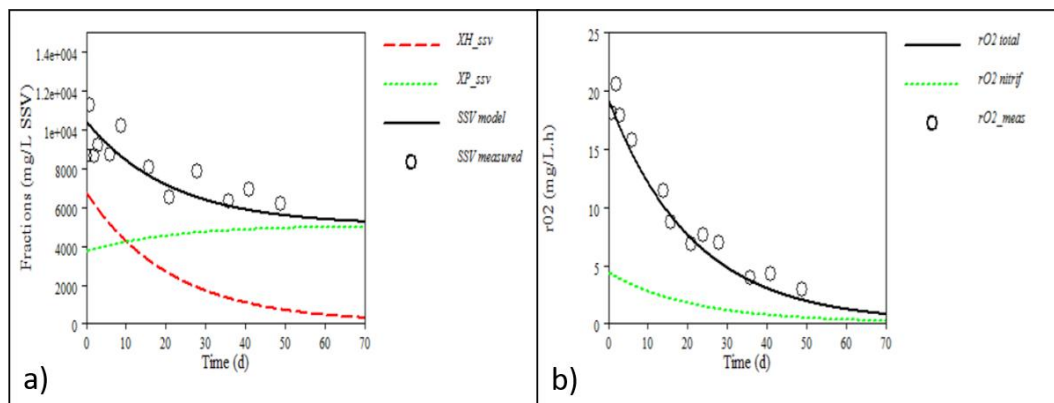


Figura 5.10 Ajuste simultáneo de la rO_2 y SSV
a) Resultados de ajuste de SSV
b) Resultados de ajuste de rO_2

El juego único de parámetros derivado de los ajustes simultáneos y su desviación estándar (D.E.) se muestra en la Tabla 5.8. El hecho de incluir más información en las

regresiones aumentó la precisión de las estimaciones (desviaciones estándares más bajas).

Tabla 5.8 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar

Parámetros	Valor	D.E.	Fa	ICV
bH (d ⁻¹)	0.047	±0.009	65 %	1.37
X _{Hini}	9576	±1354		
X _{pini}	5193	±1296		

Por otro lado, se confirmó la tasa de decaimiento de lodo aerobio granular del digestor aerobio (orden de 0.04 d⁻¹), el cual resultó ser cinco veces más bajo que el valor habitualmente considerado para la biomasa heterótrofa ordinaria (respiración endógena, bH= 0.2 d⁻¹). La fracción activa estimada fue por esta vía de 65%. El lodo aerobio granular modelo producido aquí parece menos digestible que el lodo activado floculento típico. Sin embargo, es importante notar que el lodo modelo granular fue producido con agua sintética, y que hace falta también verificar con lodos granulares de aguas residuales municipales.

Finalmente, es de mencionar que, en un estudio anterior realizado con la misma agua sintética, Martínez et al. (2014) igual habían reportado un bajo valor de bH en su lodo supuestamente floculento (al instar de otros autores mencionados en este último estudio). Luego fue probado que el lodo floculento tenía rasgos de inicio de granulación (pequeños gránulos, Fall et al., 2022).

5.3 CONCLUSIONES SOBRE DIGESTIÓN AEROBIA

1. Excluyendo la zona de OUR impactada por el PHA, las concentraciones de sólidos (SSV y/o DQOX) así como las tasas de consumo de O₂ del digestor aerobio de LAG pueden ser modelados con el ASM1, reduciendo el modelo al proceso de respiración endógena de la biomasa heterótrofa y la nitrificación del amonio liberada de la lisis.
2. La concentración residual de PHA acumulado en el lodo del LAG induce un OUR alto de lodo en el primer día de digestión y provoca un salto en el respirograma de dos fases.
3. La respirometría permite la medición de OUR directamente en el digestor con base a muestras representativas de gran volumen, lo que permite sortear la dificultad para muestrear y pipetear gránulos cuando se utilizan análisis de DQO y sólidos.

-
4. Para mejorar la estimación de parámetros es preciso incluir más información, por lo que se recomienda realizar la determinación de rO_2 junto con los datos de SSV y DQO.
 5. La constante de decaimiento de la biomasa del digestor aerobio fue de 0.047 d^{-1} , lo que es 4 veces menor que la biomasa formada por OHOs del ASM1 (cuyo b_H es 0.2 d^{-1}). Lo que significa una digestión aerobia más lenta para el LAG (de sustrato sintético).
 6. El análisis de datos de la digestión a través del SSV y la regresión linealizada está sujeto a la precisión con la que se puede hallar SSVu, siendo clave el largo de la digestión y el muestreo y pipeteo representativo de sólidos. La regresión linealizada resultó menos precisa que las estimaciones vía Aquasim.
 7. El análisis de los datos microbiológicos muestra que la vulnerabilidad de los grupos microbianos a la digestión aerobia es muy variable. Unos géneros son más resistentes, mientras que otros son muy vulnerables.

CAPÍTULO 6

DIGESTOR INTERMITENTE

(MÉTODOS Y RESULTADOS)

CAPÍTULO 6. MÉTODOS Y RESULTADOS (III): DIGESTOR INTERMITENTE

6.1 METODOLOGÍA

6.1.1 MONTAJE EXPERIMENTAL

Las pruebas de degradación para el digestor intermitente comenzaron el día 26 de abril.

Para poder montar el digestor intermitente se ocupó lo siguiente:

Materiales:

- ✓ Frasco de vidrio tipo ámbar de 1.8 litros, con tapa (reactor para la digestión).
- ✓ Bomba de aire para peceras.
- ✓ Manguera que se usa para las peceras.
- ✓ Piedra porosa.
- ✓ Un temporizador de tiempo.
- ✓ Un agitador magnético.

Desarrollo:

Se realizaron dos orificios a la tapa, en el primer orificio se conectó la manguera y la piedra porosa, el segundo orificio sirvió para la salida del aire.

Posteriormente se tomaron 2 litros de licor mezclado (1 litro de K1 y 1 litro de K2). Posteriormente se procedió a mezclar ambos volúmenes, siendo el lodo a someter a la digestión.

El licor mezclado se colocó en una probeta para observar el volumen del lodo mediante 5 minutos de sedimentación.

Una parte de la muestra se aprovechó para realizar la caracterización inicial de lodo y el resto se agregó en el digestor aerobio. Las características iniciales del lodo se darán a conocer en el apartado de resultados.



Figura 6.1 Digestor intermitente

El volumen inicial de lodo introducido en el digestor fue de 1.7 litros (Figura 6.1). Se usó papel estaño para cubrir el digestor, ayuda a mantener la temperatura y evitar la formación de algas por la luz del sol.

Para la digestión intermitente se utilizó la modalidad de la aireación intermitente tipo 1 de (Martínez-García et al., 2015) formada por ciclos con 5 min aireando para cada ciclo de 3 horas, en otras palabras, el digestor se conformó de 8 ciclos diarios, en cada ciclo la

aireación se activa por 5 minutos con ayuda del temporizador de tiempo y 2 horas con 55 minutos trabaja sin aireación. Por otra parte, el mezclador magnético permaneció en función en todo momento con baja velocidad.

La periodicidad de los análisis se estableció de la siguiente manera: la primera semana se realizó cada tercer día, posteriormente se realizó una vez por semana.

6.1.2 TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS

A lo largo del periodo de digestión, la toma de muestra del digestor intermitente se realizó a lo largo del periodo de digestión, a continuación, se desglosan los pasos:

1. Antes de tomar la muestra se midió la temperatura. En seguida, al inicio del primer ciclo de aireación fue determinado el perfil de oxígeno disuelto en el tiempo tras reponer los volúmenes de agua pérdidas por volatilización y rascar los sólidos pegados. También se determinó el perfil de ORP.
2. El lodo del digestor se puso en una probeta para poder registrar el volumen que presentaba. En el caso de que hubiera una pérdida con respecto al registro inicial se repone el volumen perdido con agua de llave. La pérdida de volumen en el digestor aerobio se debe principalmente a la evaporación.
3. Concluido el paso anterior, nuevamente se mezcló todo el lodo para homogenizar; continuamente se fue cuarteando la mezcla y se tomó una muestra con un volumen de 100 mL que se emplearon para realizar los análisis pertinentes al digestor.

En particular para la determinación de los sólidos suspendidos, se eligió realizar el análisis de los sólidos totales (STT) y de los sólidos disueltos totales (SDT) antes de calcular los SST=STT-SDT, igual SSV= STV-SDV.

Para poder realizar los análisis de los STT, se consideró indispensable moler el lodo para reducir el rango de error, ya que, al momento de tomar la muestra, el tamaño que presenta el gránulo provoca que las muestras no sean uniformes, por otra parte, como el gránulo es más grande, su secado requiere de mayor tiempo por lo cual el tiempo de secado se manejó a 4 horas.

4. La muestra empleada para las pruebas de oxígeno disuelto y ORP fue regresada al digestor para seguir el tratamiento.

El digestor intermitente fue monitoreado a lo largo de dos meses aproximadamente. Los principales parámetros que se midieron son: demanda química de oxígeno total (DQO_T), demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos totales (STT).

(STT), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos totales volátiles (STV), sólidos disueltos volátiles (SDV), amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), pH, fosfato, fósforo total, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), temperatura y ORP. La tasa de consumo de oxígeno (rO_2) se determinó a partir del perfil de oxígeno disuelto como la pendiente inicial.

Los análisis de nitrógenos, fósforo total y fósforo, oxígeno disuelto y potencial de óxido-reducción (ORP) se efectuaron ocasionalmente. Las normas o métodos para los análisis fueron conforme a los métodos estándares (APHA, 2005).

Para las mediciones de N, P y DQO, se utilizaron kits de HACH y cuantificaciones por espectrofotometría, los sólidos suspendidos fueron estimados a través de la diferencia de los sólidos totales y los sólidos disueltos, recordando que el gránulo fue molido y el tiempo de secado fue alrededor de 4 horas.

La metodología empleada para la obtención de la constante de decaimiento bH a través de la regresión lineal y no lineal, está descrita en el Capítulo 5.

6.2 RESULTADOS Y DISCUSIONES

6.2.1 CARACTERIZACIÓN INICIAL DE LODO

Las características del lodo inicial purgado el 26 de abril y que fue utilizado para las pruebas del digester intermitente son mostradas en la Tabla 6.1

Tabla 6.1 Caracterización inicial del lodo del digestor intermitente

Análisis	Promedio	Desviación estándar	Unidades
Volumen inicial	1.700	-	L
Temperatura	20	-	°C
Conductividad eléctrica	1150	-	μS/cm
pH	8.75	-	
STT	7610	± 42	mg/L
STV	5966	± 42	mg/L
IVT	0.87	± 0.012	mg/L
SDT	885	± 63	mg/L
SDV	125	± 7.1	mg/L
DQOT	8710	-	mg/L
DQOS	37	-	mg/L
Fosforo total	178	-	mg/L P
Fosfato	0	-	mg/L P- PO_4^{3-}
Amonio	0	-	mg/L N- NH_4^+
Nitrato	0.258	-	mg/L N- NO_3^-
Tamaño de partícula (promedio)	1139	-	μm

Los valores de SST y SSV se obtienen al restar los sólidos disueltos totales (SDT) de los sólidos totales (STT) obteniendo 6725 mg/L de SST y 5825 mg/L de SSV.

6.2.2 CONTROLES DE OPERACIÓN

La temperatura registrada en el digestor intermitente se presenta en la Tabla 6.2, es preciso mencionar que las lecturas de la temperatura se realizaron alrededor de las 8:30 a.m. en su mayoría.

Tabla 6.2 Temperatura en el digestor intermitente

TIEMPO (d)	HORA APROX.	TEMPERATURA °C
0	14:00	20
3	10:00	21
7	8:30	23
10	8:30	23
15	8:30	25
21	8:30	23.7
28	8:30	22
35	8:30	25
43	8:40	24
49	8:30	22
57	8:30	22
64	9:00	22.5

La temperatura en el digestor fue relativamente estable durante el periodo de monitoreo (22.9 ± 1.4 °C mayo-junio). Una condición de operación que se mantuvo también para el digestor intermitente fue el control de evaporación.

El valor de pH de una medición depende de la temperatura debido al equilibrio de disociación. Por lo tanto, la temperatura de la muestra siempre debe ser reportada en conjunto con el pH de la muestra (NMX-AA-008-SCFI-2016). Se presenta la Figura 6.2, en la cual se aprecia el pH registrado por el digestor intermitente, manteniendo un pH por encima de 8 de principio a fin del experimento, contrariamente al caso del digestor aerobio donde bajó el pH.

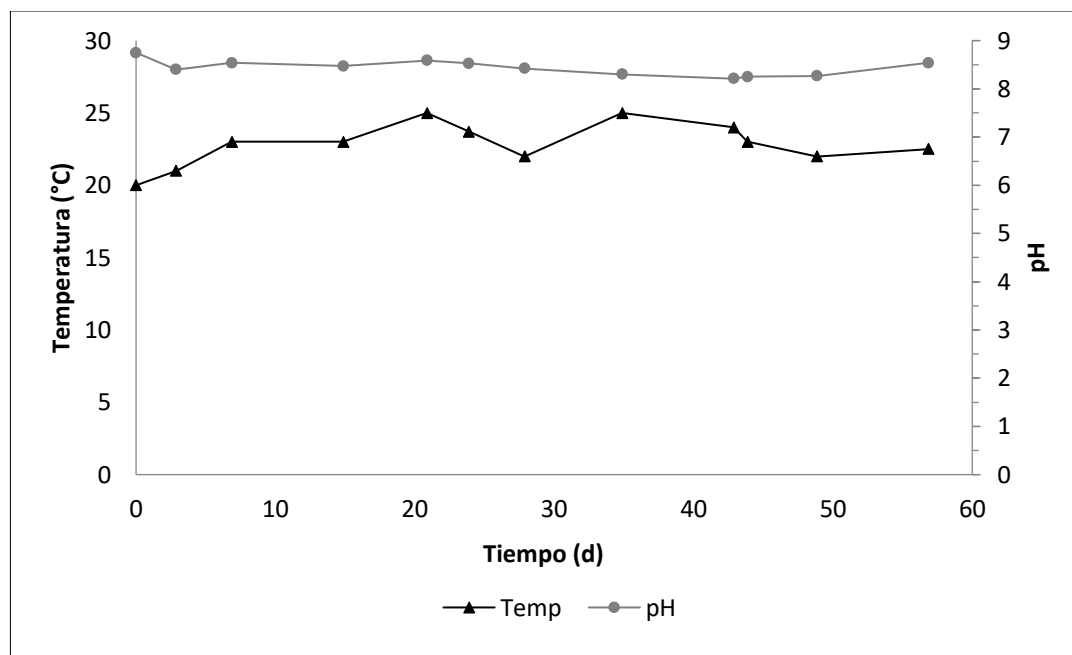


Figura 6.2 Perfiles de temperatura y pH del digestor intermitente

La medición del oxígeno disuelto a lo largo del ciclo se realizó al inicio del primer ciclo de aireación. Esta medición informa sobre la cantidad de oxígeno presente en el digestor y el tiempo que persiste la presencia de oxígeno hasta llegar a cero. Como se puede apreciar en la Figura 6.3 los primeros días el oxígeno llegó a un promedio de 3 a 4 mg/L tras 5 minutos de aireación, después de los 30 minutos la presencia de oxígeno fue casi nula. Las bacterias están sometidas a una alternancia de condición redox diferente (aerobia/ anaerobia) a razón de 8 ciclos por día. Aunque la aireación duraba 5 minutos cada 3 horas, la distribución entre el periodo aerobio y anaerobio fue variado, es decir, en el día 4 después de airear 5 minutos el oxígeno persistía durante 21.5 minutos más y en el día 58 después de airear 5 minutos el oxígeno persistía hasta más de 112 minutos. Esto se debe al decaimiento de las bacterias, conforme el tiempo pasa, las bacterias se mueren progresivamente y se reduce el consumo de oxígeno por lo que tiende a incrementar la duración del periodo aerobio y el pico OD máx. En efecto el rO_2 calculado a partir de las pendientes varían entre los valores de pendiente x y y ($y.mg/L.h$)

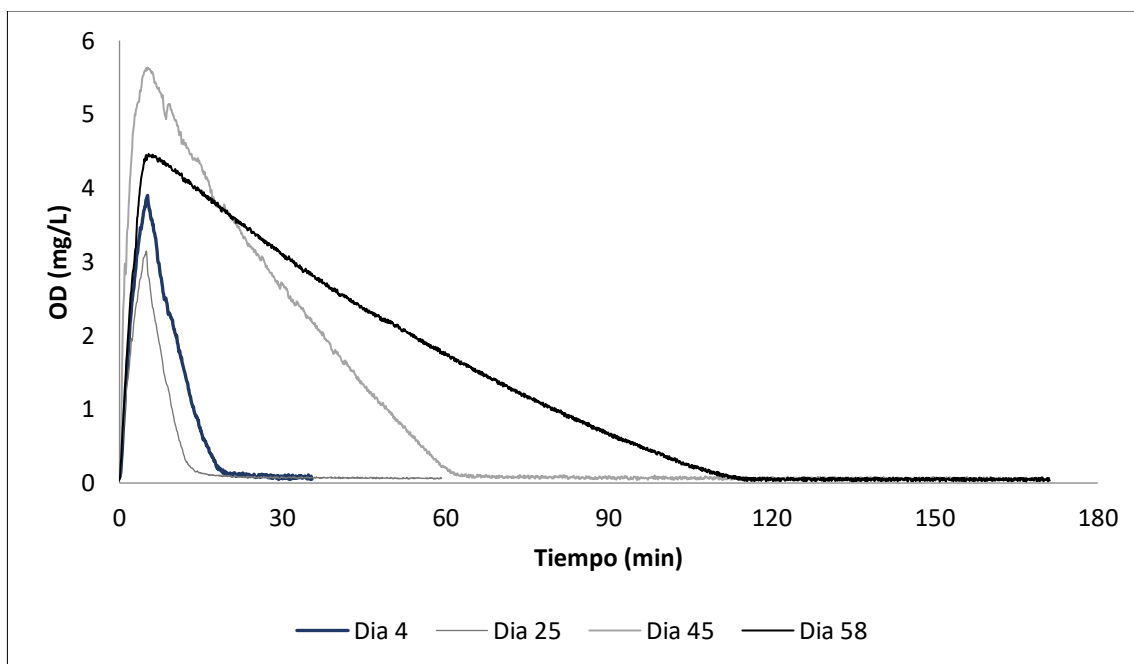


Figura 6.3 Perfiles de oxígeno disuelto

Considerando las dificultades que se presentaron para obtener muestras homogenizadas de sólidos del digestor, se cambió de metodología para obtener los SST y SSV recalculando los valores a través de las siguientes restas $SST = STT - SDT$ y $SSV = STV - SDV$.

La Figura 6.4 representa las concentraciones de sólidos suspendidos del lodo respecto al tiempo de digestión. Se registró una tendencia de decremento lento que duró hasta 49 días, posteriormente alcanzó una tendencia de descenso muy lenta (quasi meseta). La reducción de SSV fue de 17 % a los 29 días, 25% al día 49 y de 36% al final (63 días).

Con la práctica de molienda, se mejoró las mediciones de sólidos, pero aún existieron variaciones puntuales. En el día 10 por ejemplo hubo un pico no justificable de 10000 mg/L, que fue excluido de los datos por no confirmarse en las mediciones siguientes.

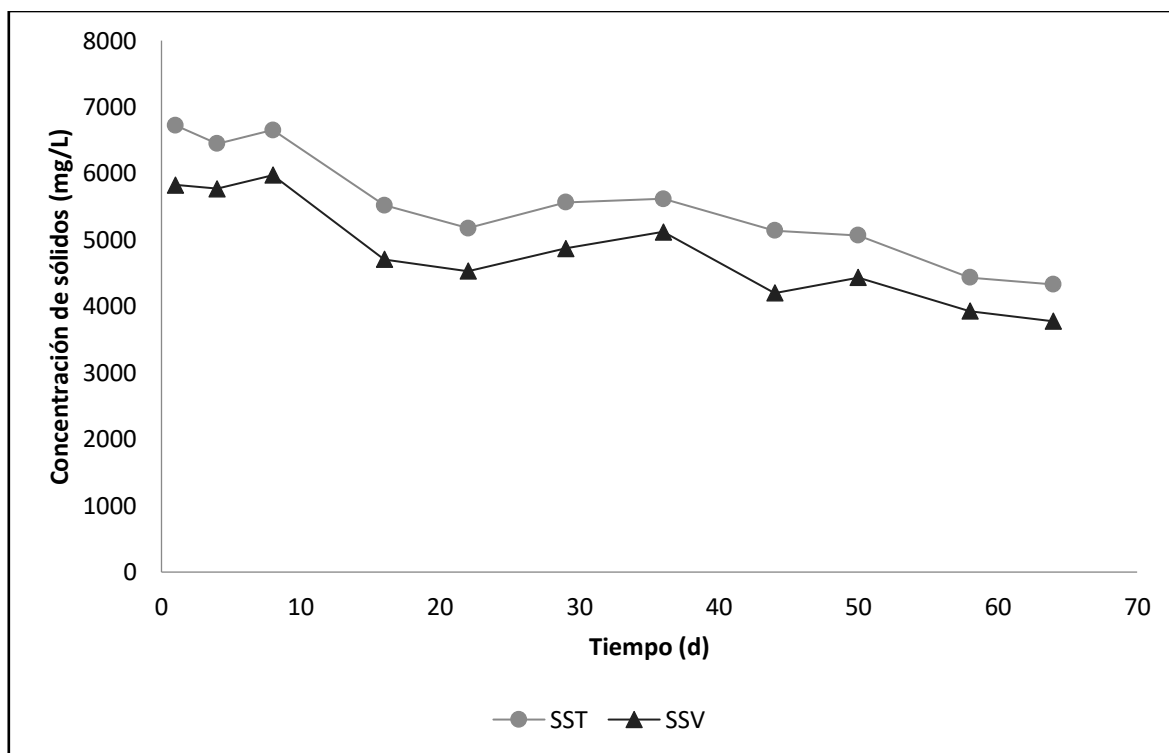


Figura 6.4 Perfiles de SST y SSV del digestor intermitente

Una de las opciones recomendadas para reducir la atracción de vectores nocivos (mal olor, ratas, enfermedades, moscas, etc.), es alcanzar una reducción de la masa de SSV de 38% en los procesos de estabilización de lodo (DOF, 2003). Conforme a los datos obtenidos en el tiempo monitoreado, no se alcanzó a cumplir con los requisitos de la norma, aunque ya pasaron 60 días, más del doble del tiempo habitual en lodos floculantes, lo que apunta a una particularidad en la digestión de lodo aerobio granular.

Para los resultados de la DQO_s, se consideró calcular la DQO particulada ($DQO_x = DQO_T - DQO_s$). En la Figura 6.5 se puede apreciar el comportamiento de la DQO total y particulada.

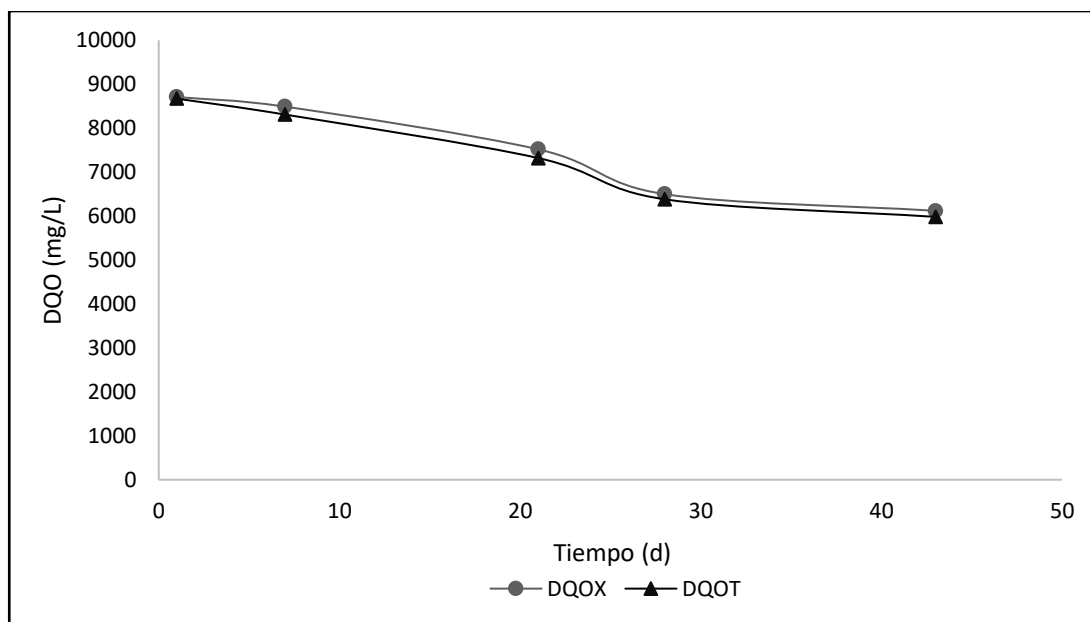


Figura 6.5 Perfiles DQO_T y DQO_x en el digestor intermitente

Debe de existir una similitud exacta en el decaimiento de la DQO_x y los SSV, solamente cuando el icv es constante estrictamente a lo largo de la digestión. La remoción máxima en términos de DQO_x fue del 31 % después de 2 meses los datos que arrojó la remoción de los SSV fueron del 36 %, arrojando una diferencia del 5%. Los órdenes de valores son cercanos considerando las dificultades de muestreo de gránulos y la posibilidad de variación en el icv (Martínez-García et al., 2014).

En la Figura 6.6 se presenta el comportamiento del amonio. Se aprecia que se generó un incremento de amonio debido a la lisis celular, posteriormente, las bacterias nitrificantes transforman el amonio en nitrato en condiciones aerobias, seguidamente los organismos heterótrofos ordinarios propician la desnitrificación en condiciones anóxicas. Se puede concluir que el digestor intermitente presenta nitrificación- desnitrificación.

El incremento de las actividades industriales ha causado un incremento del nitrógeno en ríos, lagos, etc., lo cual constituye un grave problema de contaminación, ya que varias de las formas en que se puede encontrar el nitrógeno generan problemas importantes de salud y eutrofización.

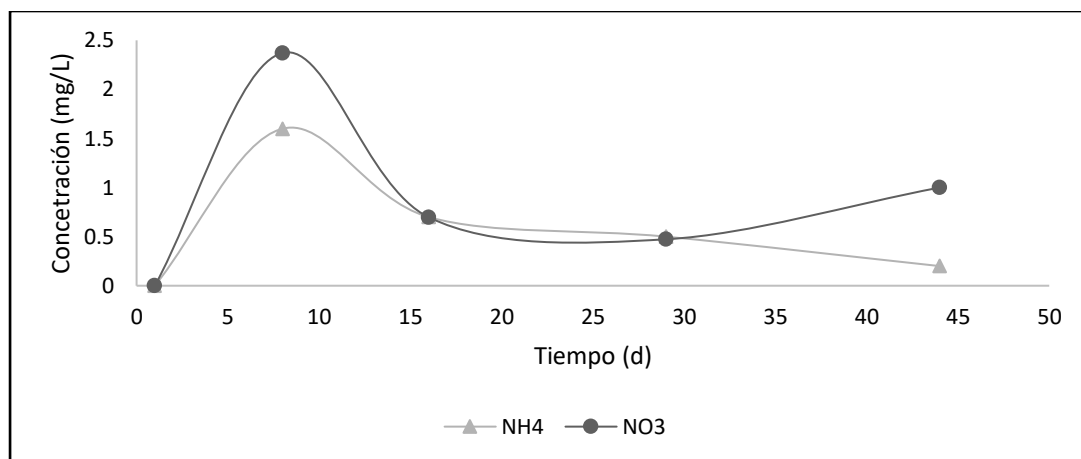


Figura 6.6 Perfil de N-NH₄ y N-NO₃ en el digestor intermitente,

El comportamiento de la DQO_s (Figura 6.7) presenta incremento hasta 2000 mg/L en los 15 primeros días y luego se equilibra alrededor de 125 mg/L. Lo más probable es que la DQO_s residual, en buena parte, esté formada de materia orgánica ya no biodegradable.

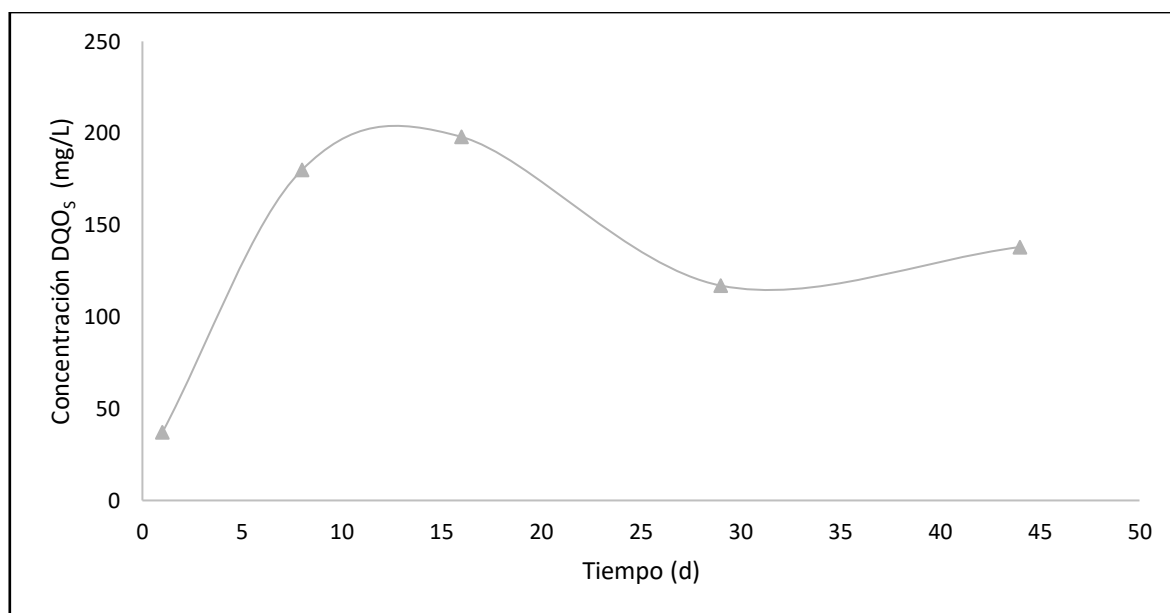


Figura 6.7 Perfil de DQOs en el digestor intermitente

6.2.3 ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO

6.2.3.1 MÉTODO DE REGRESION LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV

La ecuación linealizada especificada en el capítulo de Metodología (Ec. 2) del digestor aerobio fue uno de los métodos que se aplicó para la estimación de bH ahora en el digestor intermitente. El valor de bH que se obtiene depende de la correcta elección del

valor de SSVu debiendo tenerse una prolongada experimentación suficiente para asegurarse de que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSVu.

La Figura 6.8 es el resultado de la estimación de la constante de decaimiento del lodo por regresión lineal.

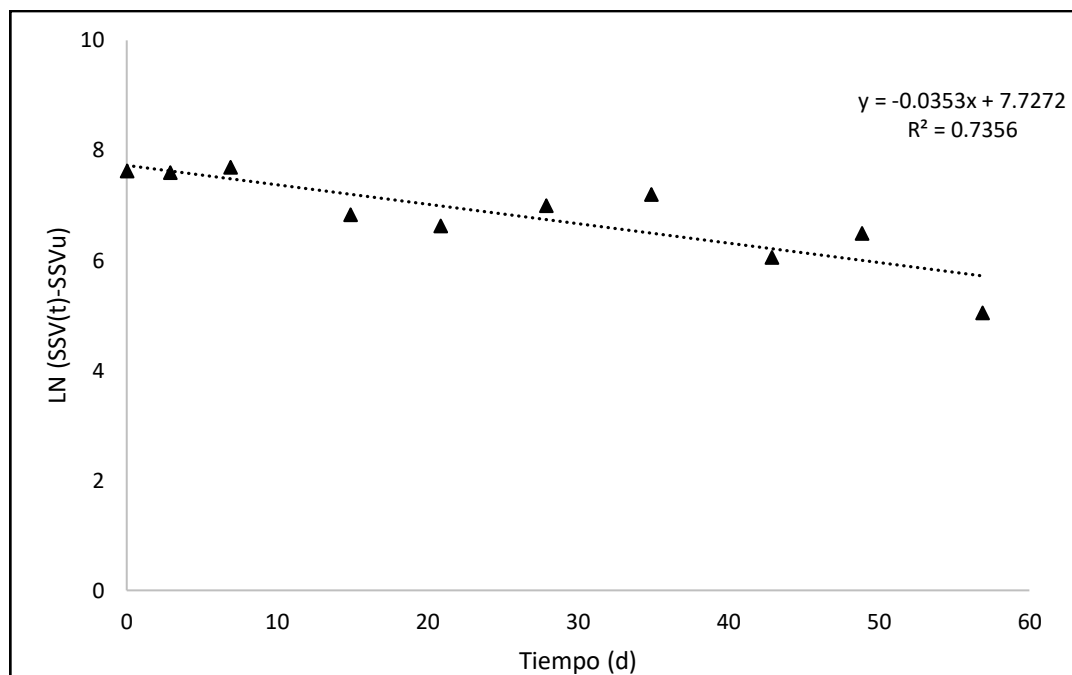


Figura 6.8 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento

El parámetro SSVu fue puesto igual al último valor más bajo registrado en esta prueba; fue de 3774 mg/L SSV. El coeficiente de determinación R^2 de la regresión lineal fue del 73%. El valor del bH dado en la pendiente fue de 0.035 d^{-1} . El ordenado al origen fue $y_0 = 7.72 = \ln [X_{Hini} (1 - fp)]$. Teniendo un $fp = 0.2$, esto permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 2816 mg/L SSV, mientras que el resto fue de X_{Pini} de 3041 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa del 48 %.

Los resultados de una segunda simulación se presentan en la Figura 6.9; los datos fueron calculados con las mediciones únicamente de los primeros días.

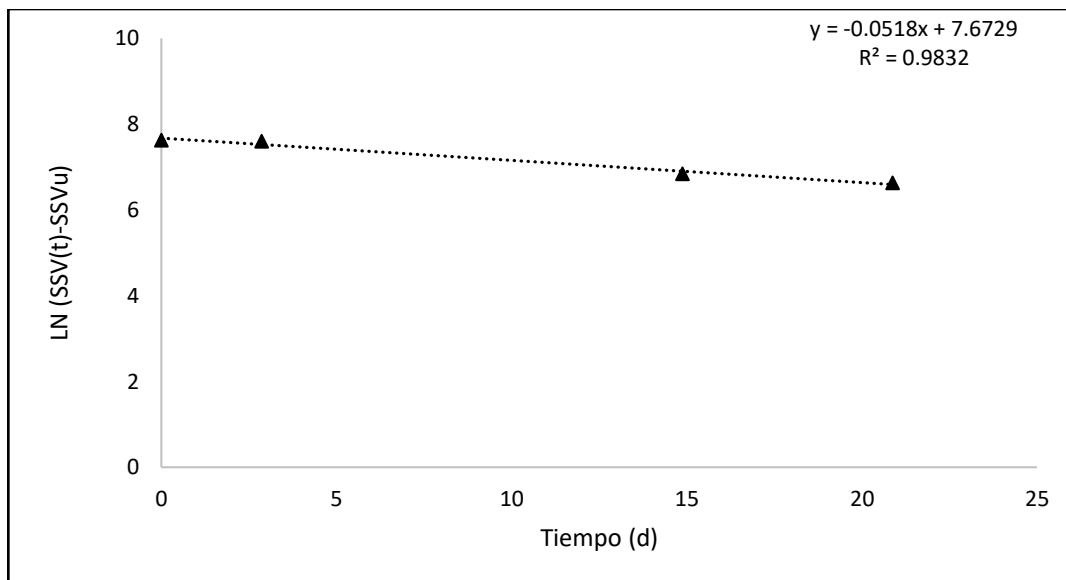


Figura 6.9 Regresión lineal para la estimación de decaimiento modificado

El coeficiente de determinación R^2 de la regresión lineal fue más alto con un 98%. El valor del bH dado en la pendiente fue de 0.051 d^{-1} . El ordenado al origen fue $y_0 = 7.67 = \ln [X_{Hini} (1 - fp)]$. Teniendo un $fp = 0.2$, esto permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 2679 mg/L SSV, mientras que el resto fue de X_{Pini} de 3178 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa del 45 %

En este método de linealización, la elección de un valor de SSVu afecta los valores de los parámetros estimados. Pero, independientemente de esta limitación, se observa una tendencia de decaimiento muy lenta del lodo granular (bH del orden de 0.04 a 0.06 d^{-1}). Cuando el decaimiento se observa lento (como en este caso), alcanzar un valor adecuado de SSVu podría requerir de mucho tiempo, lo que representa ya una particularidad en la digestión del lodo granular cultivado con sustrato sintético en las condiciones de cultivo de esta investigación.

Los digestores hipóxico e intermitente 5 min-3 h de Martínez-García et al. (2015) presentaron valores de bH alrededor de 0.05 d^{-1} , los cuales son los mismos valores que se reportan en este apartado. El citado autor manejó un lodo floculento diferente del LAG en el presente caso. Sin embargo, eran casi la misma agua residual, ciclos de cultivos, semejantes de todos y mismas condiciones de digestión. Las composiciones microbianas eran probablemente cercanas (semejantes), y/o como se probó después, el lodo tenía pequeños gránulos (Fall et al., 2022).

6.2.3.2 MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL

Para atender las áreas de mejora por el método de linealización se optó por emplear el programa Aquasim. Los resultados de la estimación de parámetros utilizando Aquasim se presentan en la Figura 6.10.

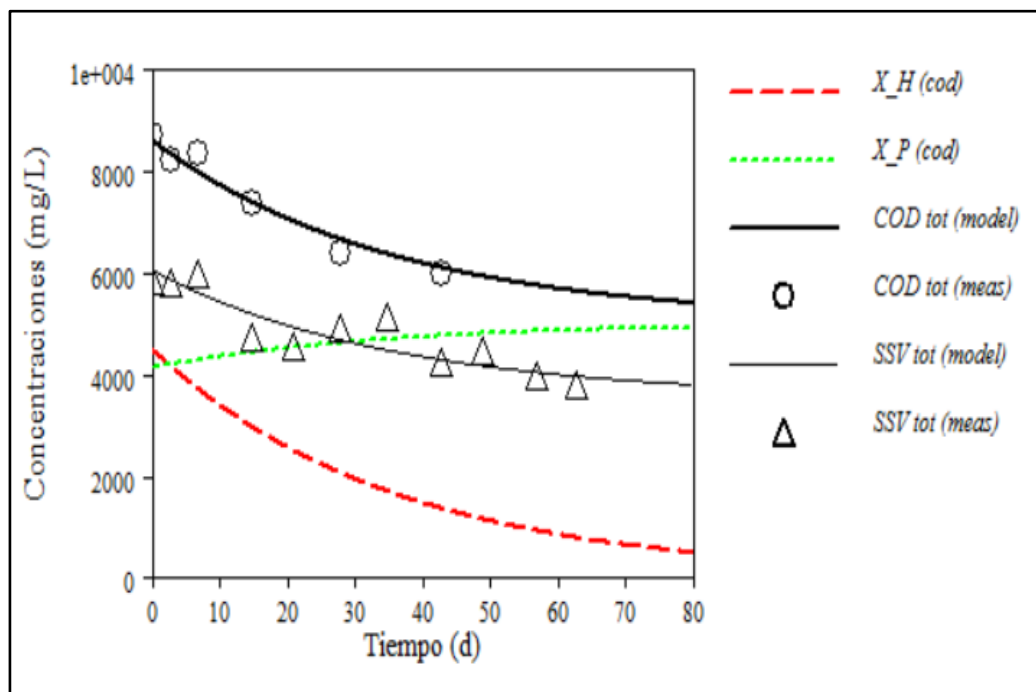


Figura 6.10 Modelación y regresión no lineal por medio de Aquasim en el digestor intermitente

Se observa que la precisión de los valores de bH mejoró significativamente al emplear este método. Los valores obtenidos en condiciones intermitentes fueron de 0.028 d^{-1} mediante la determinación de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y demanda química de oxígeno (DQO).

El juego de parámetros y su desviación estándar (D.E.) se muestra en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3 Estimación de la constante de decaimiento y fracciones iniciales de DQOx

Parámetros	Valor	D.E.	Fa	ICV
$bH \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0.028	± 0.014	52%	1.42
$X_{Hini} \text{ (mg/L DQO)}$	4493	± 1063		
$X_{Pini} \text{ (mg/L DQO)}$	4101	± 1147		

Se confirmó que la tasa de decaimiento era baja, siendo alrededor de 0.03 d^{-1} , la cual resultó ser 6 veces más bajo que el valor para la biomasa heterótrofa ordinaria que tiene un bH de 0.2 d^{-1} .

6.3 CONCLUSIONES DEL DIGESTOR INTERMITENTE

1. La constante de decaimiento de la biomasa del digestor intermitente fue del orden de 0.03 d^{-1} , lo que resulta ser 6 veces menor que para una biomasa formada por OHOs del ASM1 (cuyo b_H es 0.2 d^{-1}). Lo que representa una digestión intermitente más lenta para el LAG (de sustrato sintético).
2. El análisis de datos de la digestión a través del SSV y la regresión linealizada está sujeto a la precisión con la que se puede hallar SSV_u , siendo clave el largo de la digestión y el muestreo y pipeteo de sólidos. Este método no resultó ser preciso para la digestión intermitente.
3. La aireación intermitente ocasiona la alternancia de ambientes aerobio y anóxico (y/o anaerobia), lo que evita la acumulación de nitratos debido a la nitrificación-desnitrificación.

CAPÍTULO 7

DIGESTOR ANAEROBIO

(MÉTODOS Y RESULTADOS)

CAPÍTULO 7. MÉTODOS Y RESULTADOS (IV): DIGESTOR ANAEROBIO

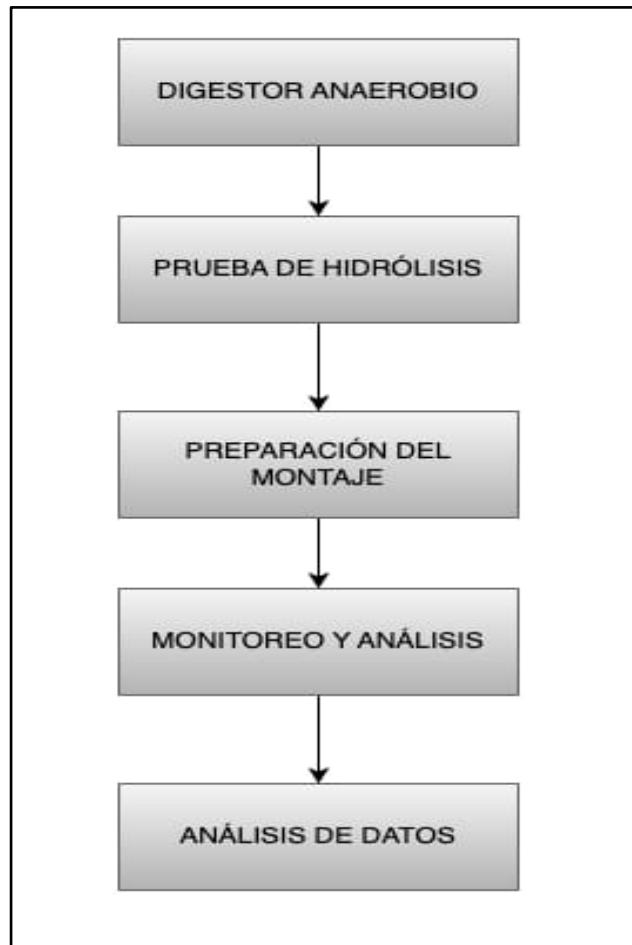


Figura 7.1 Diseño experimental para el digestor anaerobio.

Para la parte experimental del digestor anaerobio (Figura 7.1) se realizó una corrida correspondiente a la prueba de hidrólisis realizada en 24 frascos ámbar. A continuación, se describe de forma general en qué consistió la corrida.

Prueba de hidrólisis: Se trató de estudiar la etapa limitante en el proceso anaerobio que es la hidrólisis de los sólidos, que más tarde determinan la velocidad de biometanización. El lodo LAG fue incubado sin inóculo metanogénico y se mantiene en condiciones anaerobias, lo que ocasionó la hidrólisis y potencial acidogénesis de los sólidos. Luego se midió la cinética de degradación de los sólidos.

El desarrollo de la prueba de hidrólisis se comenzó con fabricar un montaje experimental, se planteó un periodo para la realización de los análisis como sólidos suspendidos volátiles, demanda química de oxígeno, temperatura y pH. Posteriormente los datos se emplearon para modelar la determinación de la constante de decaimiento de la biomasa

heterótrofa (bH) que se puede emplear para modelar la digestión del lodo aerobio granular.

7.1 METODOLOGÍA PARA LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

7.1.1 PREPARACIÓN DE DIGESTOR ANAEROBIO

El día 28 de junio del año 2022, se arrancaron las pruebas de degradación del lodo-modelo mediante la corrida de hidrólisis para la digestión anaerobia.

A continuación, se describen los materiales que se emplearon:

Materiales:

- ✓ 24 frascos de vidrio de tipo ámbar de 40 mL, con tapa (2 a 3 tubos sacrificados a cada fecha de muestreo).
- ✓ Manguera que se emplea en las peceras.
- ✓ 1 frasco de vidrio

Desarrollo: Se realizó una estimación de la cantidad de frascos con base a una durabilidad del experimento de dos meses, también se consideraron tubos para poder realizar cinéticas; una vez estimada la cantidad de frascos se les realizó un orificio a las tapas de los frascos y se conectó una manguera y se trató de sellar las tapas con pegamento para evitar la entrada de oxígeno, a cada frasco se le asignó un número (Figura 7.2). Posteriormente se tomaron 2 litros de licor mezclado purgados de los reactores LAG que son K1 y K2.

El licor mezclado se filtró con apoyo de una tela para retirar la mayor cantidad de agua y poder pesar únicamente la cantidad de lodo.

Posteriormente se colocó 2.5 g aproximadamente de lodo en cada uno de los frascos, se realizó un cálculo para saber la cantidad de efluente que se debería de añadir para que cada uno de los frascos alcanzará una concentración teórica inicial de SST 6500 mg/L aproximadamente; cabe mencionar que el nivel de agua fue marcado en cada frasco en caso de que existiera una pérdida de agua por evaporación. Las mangueras de los frascos fueron sumergidas en un recipiente con agua con el objetivo de formar un sello



Figura 7.2 Montaje experimental para estudio de hidrólisis

hidráulico, de tal forma que el exceso de gas (ya sea por aireación o el formado en los procesos de fermentación) pueda salir y evitar el retorno de aire por este conducto.

Una parte de la muestra de gránulos se aprovechó para realizar la caracterización inicial de lodo, la medición de humedad, densidad y el resto se agregó en los digestores anaerobios.

Se optó por el método de sacrificio de tubos para estudiar la cinética; es decir se consideró que todos los frascos son iguales al inicio y a cada determinado tiempo (Tabla 7.1) por lo que se sacaron 2 o 3 frascos que se van analizando, mientras que el resto continúan en los frascos.

Tabla 7.1 Forma de muestreo (tubos sacrificados a cada muestreo)

Tiempo (d)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Réplica 4
0	X	X	X	X
7	X	X		
14	X	X		
21	X	X	X	
31	X	X		
41	X	X	X	
51	X	X	X	
63	X	X		
66	X	X	X	

Como se puede observar en la tabla hay días que se llegan a tomar de dos a tres réplicas ya sea para replicar algunos análisis o bien para realizar otros tipos de análisis, por ejemplo, en el día 0 tres frascos fueron réplicas para análisis de componentes y otro frasco se empleó para analizar los componentes solubles (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , SDT, pH)

7.1.2 TOMA DE MUESTRA Y ANÁLISIS PARA LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

La toma de muestra para los análisis correspondientes a los digestores anaerobios se describe a continuación:

1. A cada periodo de muestreo, se midió primero la temperatura a un frasco, el cual tenía agua a temperatura ambiente y que se mantuviera junto con los demás frascos durante todo el experimento. Es importante mencionar que los frascos se seleccionaron cada vez que se realizaron análisis a través de un sorteo al azar.
2. Seguidamente se revisó el nivel de agua de los frascos. En el caso de que hubiera una pérdida de agua con respecto al registro inicial, se optó por reponer el volumen perdido con agua de llave o retirar el sobrante de agua en caso contrario.

La delgadez de los frascos y su manejo pudo succionar o empujar un poco de agua, es decir pudo existir una ósmosis y que esta se caracterizó por el paso de un poco de agua (succión).

3. Una vez que los frascos digestores del día considerado son abiertos, lo primero que se debe de medir es el ORP y posteriormente los demás parámetros (pH, conductividad eléctrica, sólidos y en ocasiones nutrientes).
4. Un frasco o en ocasiones dos se emplearon para realizar sólidos totales (STT) y demanda química de oxígeno total (DQO_T) y el otro frasco fue empleado para realizar sólidos disueltos totales y volátiles (SDT y SDV) y la demanda química de oxígeno soluble (DQO_S); cuando se realizaron más de dos réplicas, dos se utilizaron para STT y solo una se utilizó para realizar los SDT. La diferencia STT-SDT permite calcular los sólidos suspendidos totales (SST) que son de interés para este experimento; se verificó que no había gran diferencia con las 4 horas utilizadas antes.
- 7 Para poder realizar los análisis de los sólidos totales (STT), se consideró indispensable moler el lodo para reducir el rango de error, ya que, al momento de tomar la muestra, el tamaño que presenta el gránulo provoca que las muestras no sean uniformes, por otra parte, como el gránulo es más grande su secado requiere de mayor tiempo por lo cual el tiempo de secado se manejó a 2 horas con 30 minutos.

El digestor anaerobio fue monitoreado alrededor de dos meses, los principales parámetros que se midieron son: demanda química de oxígeno total (DQO_T), demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos totales (STT), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos totales volátiles (STV), sólidos disueltos volátiles (SDV), Amonio (NH₄⁺), nitratos (NO₃⁻) nitritos (NO₂⁻), pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), temperatura y la medición del potencial de óxido reducción (ORP). En general los sólidos fueron medidos en todas las fechas, igual el ORP, pH, conductividad eléctrica y la temperatura, mientras que otros fueron de forma ocasional.

Las normas o métodos para los análisis fueron conforme a los métodos estándares (APHA, 2005) y normas mexicanas. También, fueron analizados los microorganismos.

En particular en las mediciones de N, P y DQO, se utilizaron kits de HACH y cuantificaciones por espectrofotometría. Los sólidos suspendidos fueron estimados a través de la diferencia entre los sólidos totales y los sólidos disueltos.

Tabla 7.2 Parámetros medidos y métodos estandarizados

PARÁMETRO	NORMA O MÉTODO
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000
SST y SSV	“Standard methods” 2540D y E
DQO _T y DQO _S	Método HACH 8000
Amonio	Método HACH 832
Nitrato	Método HACH 835
Nitrito	Método HACH 840
Fosforo total	Método HACH 2742645
Fosfato	Método HACH 845

7.1.3 MODELACIÓN PARA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

En esta investigación se utilizaron dos técnicas de análisis de datos para estimar la constante cinética de decaimiento de heterótrofos (b_H del lodo) y la fracción inicial de biomasa activa (X_{Hini}) o su complemento, la fracción inicial de residuos endógenos (X_{Pini}). El primer método (tradicional) es vía una regresión lineal, exactamente como fue utilizado por (Martínez-García et al. 2015), mientras que el segundo método consiste en realizar la modelación de la digestión a través del ASM1 y utilizando un software de simulación como Aquasim. El desarrollo de estos métodos se puede apreciar en el Capítulo 5.

7.2 RESULTADOS Y DISCUSIONES

7.2.1 DEGRADACIÓN DE SÓLIDOS MEDIANTE LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

El digestor anaerobio fue montado el día 28 de junio utilizando el lodo granular purgado de los reactores K1 y K2. Las condiciones iniciales se presentan en la Tabla 7.3, se supone que son las concentraciones iniciales en cada frasco como fue medido a través de 4 frascos seleccionados al azar en el día 0.

Tabla 7.3 Caracterización inicial al lodo de los digestores anaerobios

Parámetros	Concentración		Unidades
	Promedio	Desviación Estándar	
Temperatura	21	-	°C
Conductividad eléctrica	1328	-	μS/cm
SST	7429	±283	mg/L
SSV	6262	±266	mg/L
DQO _T	8525	±587	mg/L
DQO _s	0	±3	mg/L
Ivt=SSV/SST	0.84	±0.08	-
Icv= DQO/SSV	1.36	-	
Amonio	0	-	mg/L N- NH_4^+
Nitrato	3.31	-	mg/L N- NO_3^-
Nitrito	0.22		mg/L N- NO_2^-

Los SSV iniciales estuvieron en 6262 mg/L ± 266, el valor del DQOs fue de 0 ±3 mg/L este valor fue considerado para el cálculo de la DQO particulada ($DQO_x = DQO_T - DQO_s$). Las relaciones ivt e icv fueron estimadas en 0.84 y 1.36 respectivamente. Los solubles reflejan el estado del lodo cosechado de los reactores K1 y K2 donde la DQO_s y NH_4^+ se agotan, mientras que se produjo poco de nitrato (NO_3^-) por nitrificación.

7.2.2 COMPORTAMIENTO DE LOS PARÁMETROS DE LA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

La Tabla 7.4 muestra la temperatura registrada en el digestor anaerobio, cabe mencionar que las lecturas de la temperatura se realizaron alrededor de las 8:30 a.m. a cada fecha.

Tabla 7.4 Temperatura en el digestor anaerobio

Día	Hora (aprox.)	Temperatura (°C)
0	12: 00	21
7	9:00	21.5
14	8:30	20.0
21	8:30	17.5
31	7:30	18.0
41	8:30	19.5
51	8:30	18.0
63	8:30	19
66	8:30	20.5

La temperatura de los digestores fue relativamente estable durante el periodo de monitoreo (19.4 ± 1.4 °C), permitiendo considerar que fue alrededor de 20 °C (mes de X y Y).

La Figura 7.4 muestra los perfiles de conductividad eléctrica (C.E.) y ORP

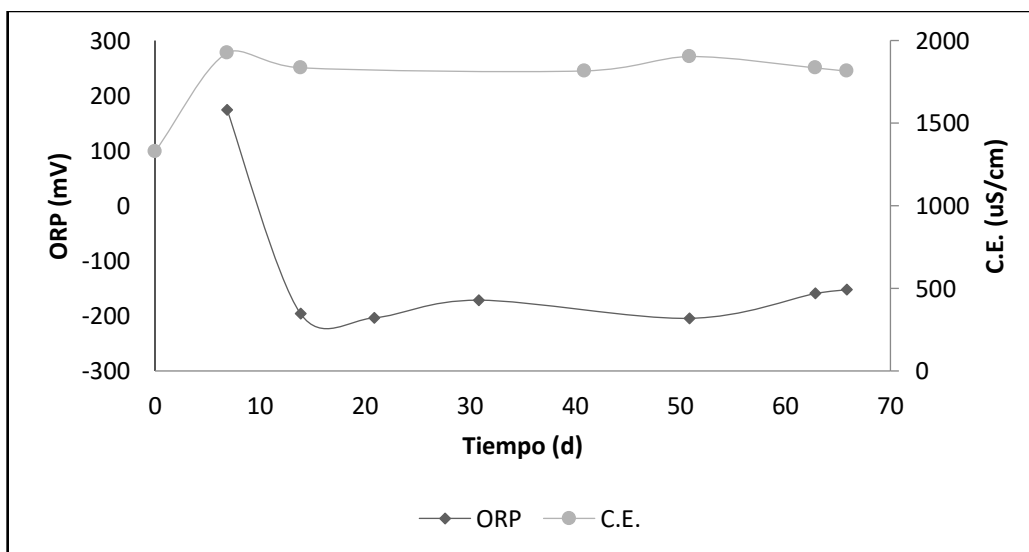


Figura 7.4 Perfiles de C.E. y ORP durante la degradación anaerobia del LAG

Los digestores (frascos) son anaerobios, ya que el ORP reporta valores negativos alrededor de 200 mV. El primer día dio una medición positiva, ya que el lodo provenía de un LAG aireado, pero con el paso del tiempo este fue cayendo en valores negativos

mientras que la conductividad eléctrica se mantuvo casi constante, después de avanzar, lo que significa que no hubo una liberación sustancial de sustancias minerales del lodo, en comparación, con su contenido inicial.

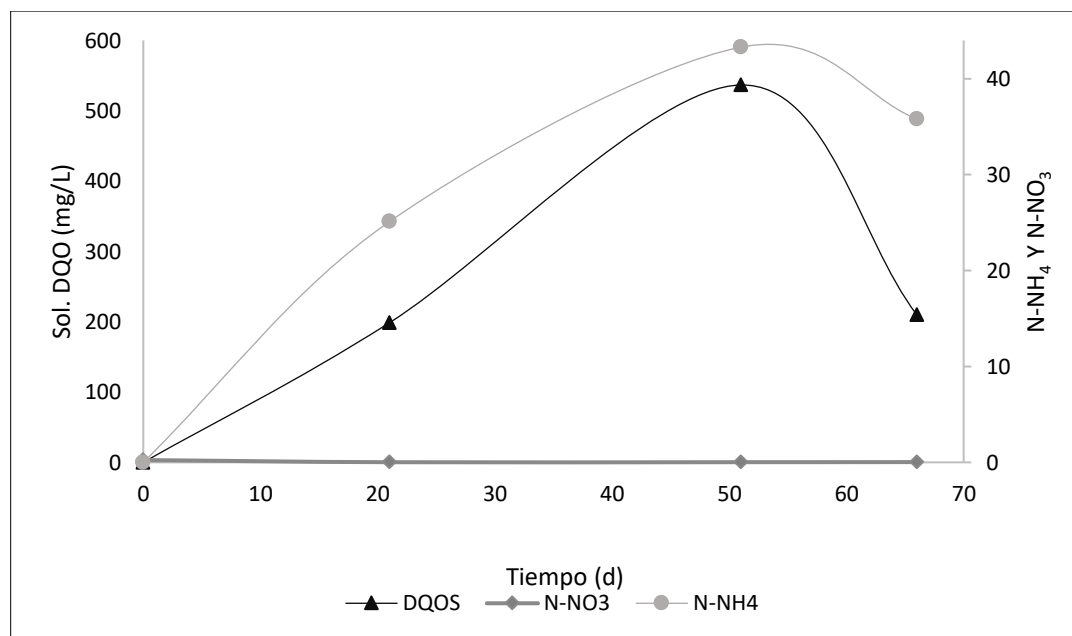


Figura 7.5 Perfiles de DQO_s, SDT Y N-NH₄

Por el contrario, como se puede apreciar en la Figura 7.5, la concentración de la DQO_s fue aumentando con el paso del tiempo, pero, posteriormente llegó a descender al final. El N-NH₄⁺ mostró un alto incremento, por ser la liberación de NH₄ en la lisis celular, pero luego cuando se para la hidrólisis de sólidos el stock de N-NH₄ se redujo un poco (0 a 40 mg/L y luego 35 mg/L N- NH₄⁺). Esto quiere decir que, en la digestión anaerobia, al no recibir oxígeno no hay una nitrificación y por ende tampoco una desnitrificación, por lo que únicamente se acumula amonio en el digestor.

Los resultados de la demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) fueron útiles también para poder calcular la demanda química de oxígeno particulada (DQO_x), $DQO_x = DQO_T - DQO_s$. En la Figura 7.6 se puede apreciar el comportamiento de la DQO total y la particulada.

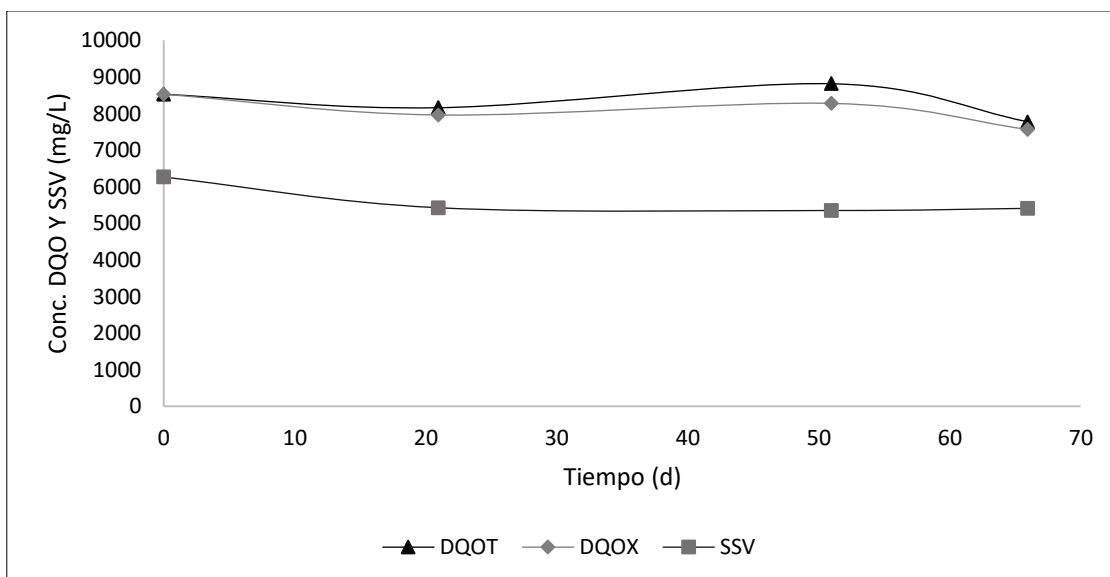


Figura 7.6 Perfiles de DQO_T y DQO_X

Como se puede apreciar existe una similitud en el decaimiento de la DQO_T y la DQO_X . Asimismo, se determinó la remoción máxima en términos de DQO_X con el 11.3% y para la remoción de SSV fue del 14.6 %, niveles relativamente bajos. Al tener una ligera caída de los sólidos, resulta difícil de aplicar y de apreciar el decaimiento.

7.2.3 ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DECAIMIENTO PARA PRUEBA DE HIDRÓLISIS

7.2.3.1 MÉTODO DE REGRESIÓN LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV

La ecuación linealizada (Ec. 2) del capítulo de Metodología fue uno de los métodos que se aplicó para la estimación de bH. El valor de bH que se obtiene depende de la correcta elección del valor de SSVu. La experimentación debe ser suficientemente prolongada para asegurarse de que se alcanzó la meseta que representa el valor final SSVu.

La Figura 7.7 es el resultado de la estimación de decaimiento del lodo por regresión lineal.

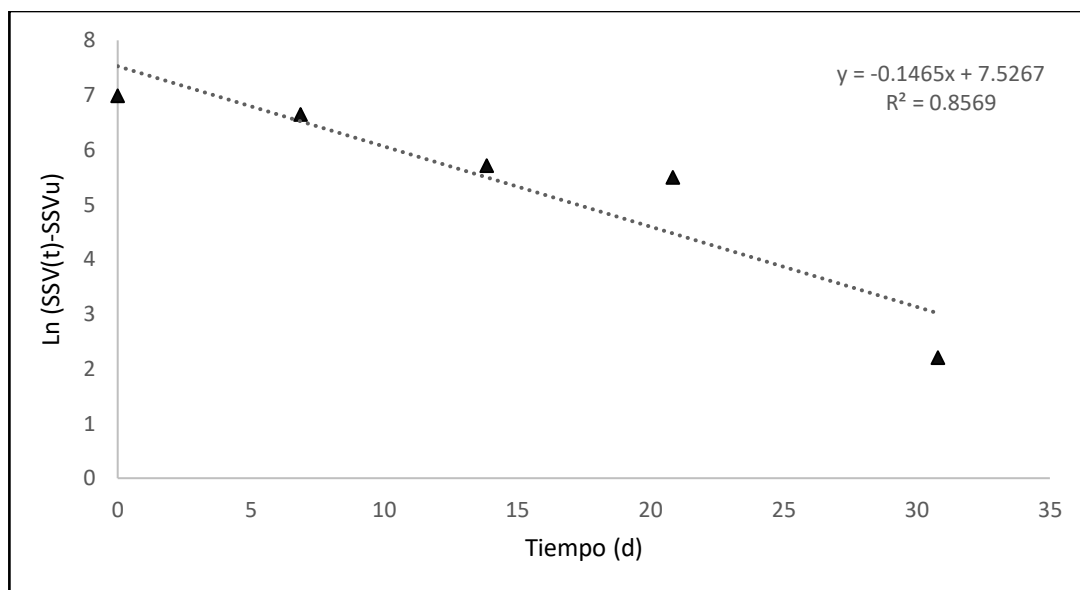


Figura 7.7 Regresión lineal para estimar los parámetros de decaimiento del digestor anaerobio

El parámetro SSVu fue puesto igual al último valor más bajo registrado en esta prueba fue de 5181 mg/L SSV. El coeficiente de determinación R^2 de la regresión fue del 85%. El valor de bH dado por la pendiente fue de 0.146 d^{-1} . El ordenado al origen fue $y_0 = 7.5241 = \ln [X_{\text{Hini}} (1-f_p)]$ teniendo $f_p = 0.2$, permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 2305 mg/L SSV, mientras que el resto fue X_{Pini} con 3592 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa inicial F_a de 39%.

La concentración de sólidos suspendidos de lodo respecto al tiempo de digestión registró una tendencia de decremento que duró hasta 41 días y posteriormente alcanzó una quasi meseta. La reducción de SSV fue de 17.3 % a 21 días, 20.5 % a 41 días y 20.4 % al final (66 días). La reducción final de SSV fue del 17%, considerando las recomendadas para reducir la atracción de vectores nocivos (mal olor, ratas, enfermedades, moscas, etc.), se debe alcanzar una reducción de la masa de SSV de 38% (NOM-004-SEMARNAT-2002), por lo que la digestión anaerobia requiere de un mayor tiempo de digestión para dar cumplimiento a la norma. Las relaciones ivt (SSV/SST) e icv promedio (DQO/SSV) fueron estimadas en 0.90 ± 0.03 y 1.44 ± 0.07 respectivamente.

A continuación, se utiliza un método mucho más robusto y confiable para estimar bH.

7.2.3.2 MÉTODO DE REGRESIÓN NO LINEAL A TRAVÉS DE LOS SSV

La estimación de parámetros se realizó con el programa Aquasim, los parámetros son estimados simultáneamente, buscando minimizar la suma de diferencias entre las

predicciones del modelo y los datos experimentales. Al realizar ajustes simultáneos, los datos se complementan entre sí y replican la información aportada por las pruebas largas.

Cada una de las series de datos por DQO o SSV permite estimar los parámetros. Sin embargo, es mejor juntar las series de tipos de datos y ajustar el modelo simultáneamente sobre estos.

El ajuste simultáneo con juego único de parámetros fue bueno, tanto para las series de DQO como de SSV. Para ilustrar lo anterior, se muestran las curvas de DQO y SSV (Figura 7.8 inciso a). Sin embargo, fue necesario corroborar los valores de los parámetros con apoyo de un análisis de sensibilidad (Figura 7.8 inciso b) donde se pudo apreciar que el modelo fue sensible a los tres parámetros (bH , X_{Hini} y X_{pini}) siendo más sensible a X_{pini} y menos respecto a bH .

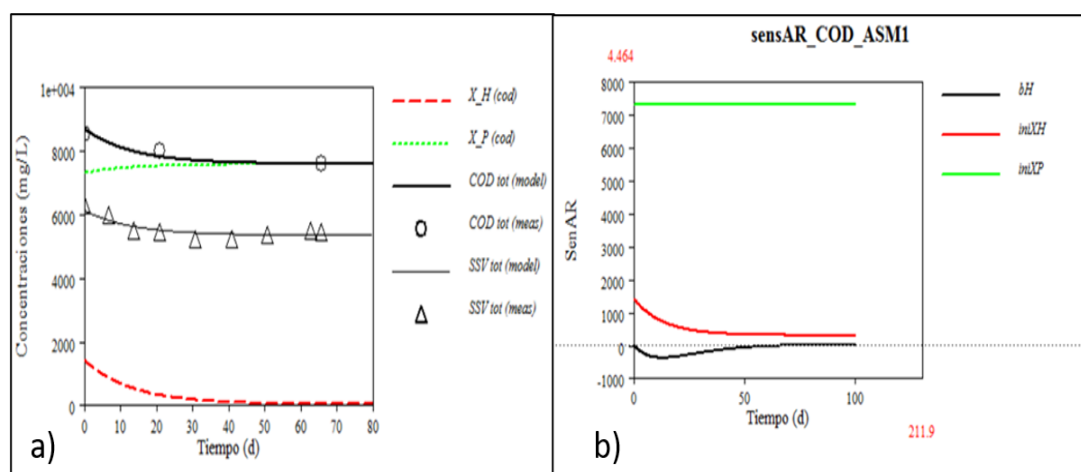


Figura 7.8 Ajuste de datos con el modelo del digester anaerobio

a) Ajuste simultáneo de la SSV y DQO

b) Análisis de sensibilidad

El juego único de parámetros derivado de los ajustes simultáneos y su desviación estándar (D.E.) se muestra en la Tabla 7.5 el hecho de incluir más información en las regresiones aumentó la precisión de las estimaciones (desviaciones estándares muy bajas).

Tabla 7.5 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar

Parámetros	Valor	D.E.	Fa	ICV
bH (d ⁻¹)	0.076	±0.030	16 %	1.419
X _{Hini} (mg/L DQO)	1396	±201		
X _{pini} (mg/L DQO)	7279	±151		

En este momento, se estimó la tasa de decaimiento de lodo aerobio granular del digestor anaerobio a 0.08 d⁻¹, el cual resultó ser más bajo que el valor habitualmente considerado para la biomasa heterótrofa ordinaria (respiración endógena, bH= 0.2 d⁻¹). Sin embargo, la fracción activa estimada fue de 16%, valor irrealista que informa de sesgo en las estimaciones.

La estimación de parámetros se realiza con el programa Aquasim, los parámetros son estimados simultáneamente, buscando minimizar la suma de diferencias entre las predicciones del modelo y los datos experimentales. Al realizar ajustes simultáneos, los datos se complementan entre sí.

El ajuste simultáneo con juego único de parámetros fue bueno, tanto para las series de DQO, como de los SSV, sin que esto signifique que los parámetros obtenidos sean fiables. Para ilustrar lo anterior, se muestran las curvas de DQO y SSV (Figura 7.9 inciso a). Fue necesario corroborar los valores de los parámetros con apoyo de un análisis de sensibilidad (Figura 7.9 inciso b). Se puede apreciar que el modelo es sensible a los tres parámetros (bH, X_{Hini} y X_{pini}) siendo más sensible a X_{pini} y menos respecto a bH. Sin embargo, las estimaciones tienen sesgo, ya que, en la zona donde llega a variar los SSV en el tiempo (de 0 a 15-20 d), las curvas de sensibilidad de b'H y X_{Hini} muestran una cierta dependencia (curvas paralelas). Esto compromete la precisión de los parámetros estimados. Es más, se observa que el Fa es irrealista con el 16 %.

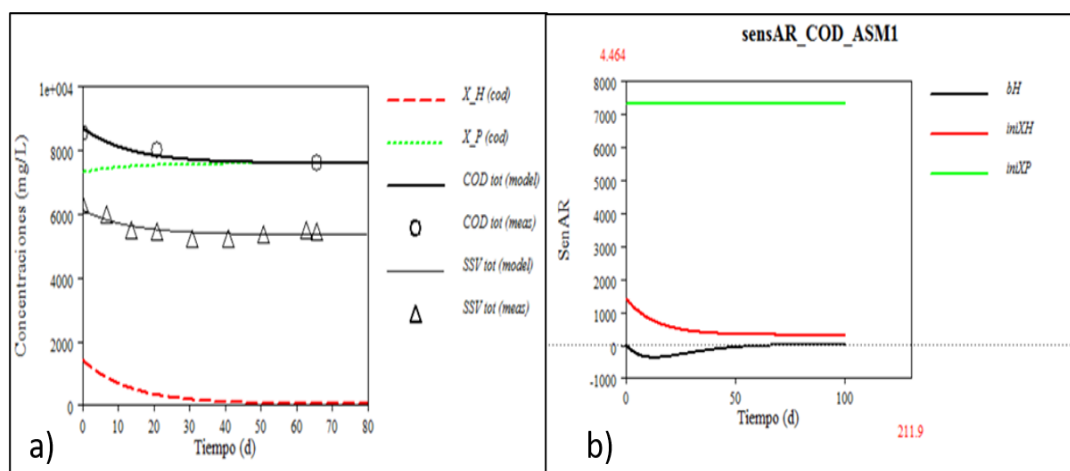


Figura 7.9 Ajuste de datos del digestor anaerobio
a) Ajuste simultáneo de la SSV y DQO
b) Análisis de sensibilidad

Al presentar dependencia entre los parámetros se procedió a calcular nuevamente los valores, sin embargo, en esta ocasión se tomó la decisión de fijar el valor de F_a a 66%. El valor de la fracción activa se tomó de los datos presentados por el digestor aerobio en conjunto al del respirometría; dicho nuevo ajuste en el programa arrojó la Figura 7.10.

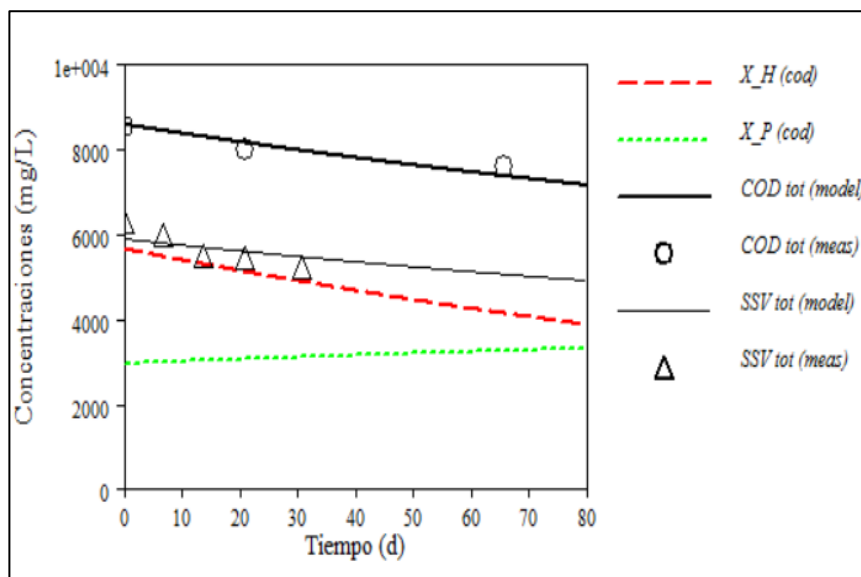


Figura 7.10 Fijación de F_a y respirometría

El juego único de parámetros derivado de los ajustes simultáneos y su desviación estándar (D.E.) se muestra en la Tabla 7.6. El hecho de fijar F_a mejoró la precisión de las estimaciones (desviaciones estándares más bajas).

Tabla 7.6 Juego único de parámetros derivado del ajuste simultáneo y su desviación estándar del digestor anerobio

Parámetros	Valor	D.E.	Fa	ICV
bH (d ⁻¹)	0.0048	±0.0016	66 %	1.46 ±0.04
X _{Hini} (mg/L DQO)	5627	±336		
X _{pini} (mg/L DQO)	2931	±234		

Con base al nuevo ajuste, la tasa de decaimiento del lodo aerobio granular en el del digestor anaerobio fue del orden de 0.005 d⁻¹, el cual resultó ser cuarenta veces más bajo que el valor habitualmente considerado para la biomasa heterótrofa ordinaria (respiración endógena, bH= 0.2 d⁻¹).

7.3 CONCLUSIONES DEL DIGESTOR ANAEROBIO

1. Para mejorar la estimación de parámetros es preciso incluir más información, por lo que se recomienda realizar la determinación de los datos de SSV y DQO.
2. La constante de decaimiento de la biomasa del digestor anaerobio fue del orden de 0.005 d⁻¹, lo que es 40 veces menor que para la biomasa formada por OHOs del ASM1(cuyo bH es 0.2 d⁻¹). Lo que muestra una digestión anaerobia mucho más lenta para el LAG.

CAPÍTULO 8

DISCUSIONES

CAPÍTULO 8. DISCUSIONES

El primer método que se empleó para la estimación de bH fue mediante una ecuación linealizada (Ec. 2, sección de métodos del capítulo 5). La desventaja que se tiene al emplear este método es que el valor de bH depende de la correcta elección del valor de SSVu. La experimentación debe ser suficientemente prolongada para asegurar de que se alcanzó la meseta que representa el valor final de SSVu, de lo contrario se contamina la estimación.

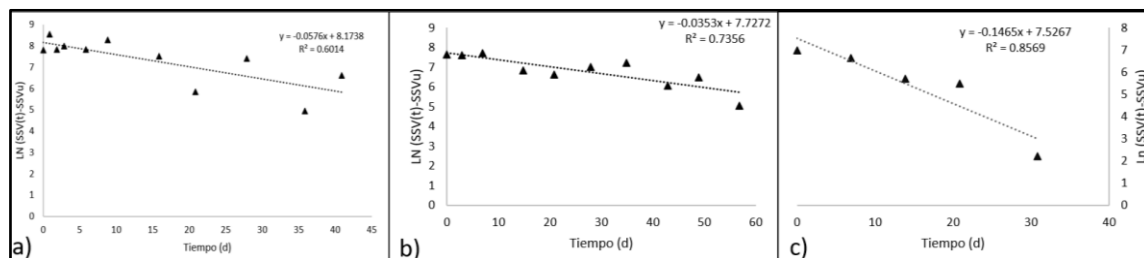


Figura 8.1 Comparación de regresión lineal con método de SSVu

- a) SSVu digestor aerobio
- b) SSVu del digestor intermitente
- c) SSVu del digestor anaerobio

Como se puede apreciar en la Figura 8.1 inciso a, en el caso del digestor aerobio el valor de SSVu fue de 6145 mg/L SSV. El coeficiente de determinación R^2 de la regresión no fue muy alto (60%). El valor de bH dado por la pendiente fue de 0.05 d^{-1} . El ordenado al origen, $y_0 = 8.1738 = \ln [X_{Hini} (1-f_p)]$ teniendo $f_p = 0.2$, permite calcular la composición inicial del lodo X_{Hini} sometido a digestión. Esta fracción X_{Hini} fue de 4416 mg/L SSV, mientras que el resto fue X_{Pini} con 5078 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa inicial F_a de 46 %.

Para el caso del digestor intermitente Figura 8.1 inciso b, los resultados fueron los siguientes: el coeficiente de determinación R^2 de la regresión lineal fue del 73%. El valor del bH dado en la pendiente fue de 0.035 d^{-1} . El ordenado al origen $y_0 = 7.72 = \ln [X_{Hini} (1 - f_p)]$. Teniendo un $f_p = 0.2$, esto permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 2816 mg/L SSV, mientras que el resto fue de X_{Pini} de 3041 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa del 48 %.

Finalmente, en el caso del digestor anaerobio Figura 8.1 inciso c), se alcanzó los siguientes valores: el parámetro SSVu fue puesto igual al último valor más bajo registrado en esta prueba fue de 5181 mg/L SSV. El coeficiente de determinación R^2 de la regresión fue del 85%. El valor de bH dado por la pendiente fue de 0.146 d^{-1} . El ordenado al origen,

$y_0 = 7.5241 = \ln [X_{Hini} (1-f_p)]$ teniendo $f_p = 0.2$, permite calcular la composición inicial del lodo sometido a digestión. La fracción X_{Hini} fue de 2305 mg/L SSV, mientras que el resto fue X_{Pini} con 3592 mg/L SSV, lo que representa una primera estimación de la fracción activa inicial F_a de 39 %.

Para el digestor anaerobio se propuso una nueva regresión en la cual se consideró 4 corridas, al ajuste se muestra en la Figura 8.2

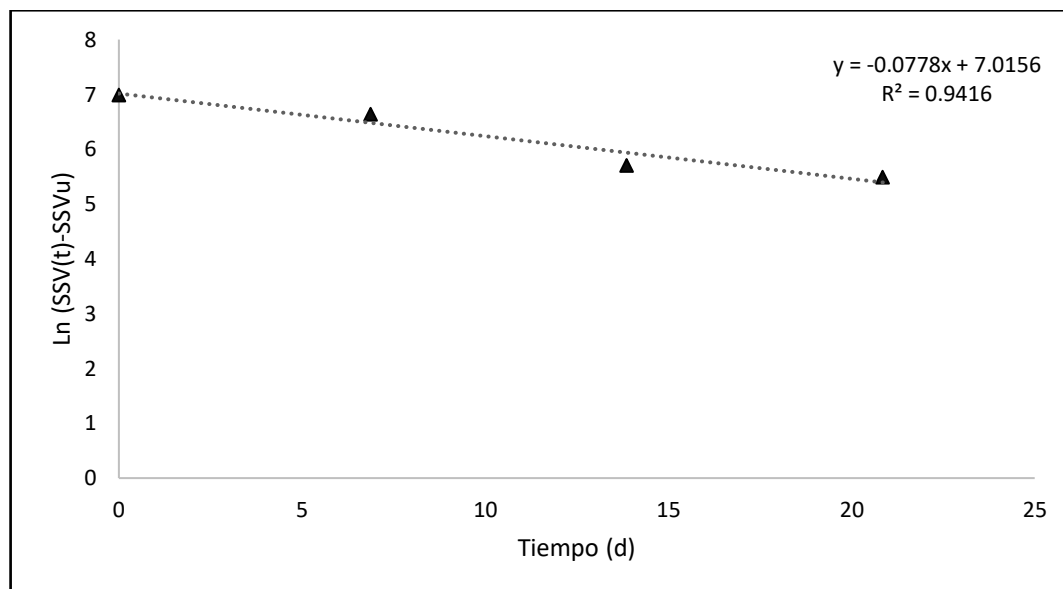


Figura 8.2 Regresión lineal en la prueba de hidrólisis

Con el nuevo ajuste se obtuvo un bH de 0.07 d^{-1} , el coeficiente de determinación R^2 fue del 94 %, la fracción de X_{Hini} fue de 1392 mg/L SSV, mientras que el resto fue de X_{Pini} 4505 mg/L SSV, lo que representa una fracción activa inicial F_a del 76%

El método por ecuación linealizada presenta gran sensibilidad al valor de SSV_u (materia orgánica residual última), por lo que afecta los valores de los parámetros estimados. Por otra parte, la tendencia de decaimiento es lenta de 0.0576 d^{-1} para el digestor aerobio, en caso del digestor intermitente fue de 0.035 d^{-1} y el digestor anaerobio dio un valor de 0.077 d^{-1} . Cuando el decaimiento se observa lento (como lo fue en cada caso), alcanzar un valor adecuado de SSV_u podría requerir de mayor tiempo.

El otro método empleado para la estimación de bH , fue a través de una regresión no lineal, apoyado del modelo (ASM1) y el programa Aquasim. El modelo cinético de decaimiento de biomasa utilizado en el ASM1 modificado (con respiración endógena), es el mismo que en el método de estimación de parámetros por linealización. Sin embargo,

cuando se utiliza un software de simulación como Aquasim, la estimación de los parámetros se basa en regresiones no lineales que no requieren perfilar el SSVu.

Mediante la simulación con Aquasim, los parámetros son estimados simultáneamente, no es necesario conocer el valor de SSVu de todos modos, sin embargo, es importante validar los valores estimados por este método, mediante la comprobación de la identificabilidad única de los parámetros con base en un análisis de sensibilidad (Guisasola et al., 2005; Sin et al., 2005, Martínez-García et al., 2014).

A continuación, se presenta la Figura 8.3 que resume los ajustes del modelo realizados en el programa Aquasim.

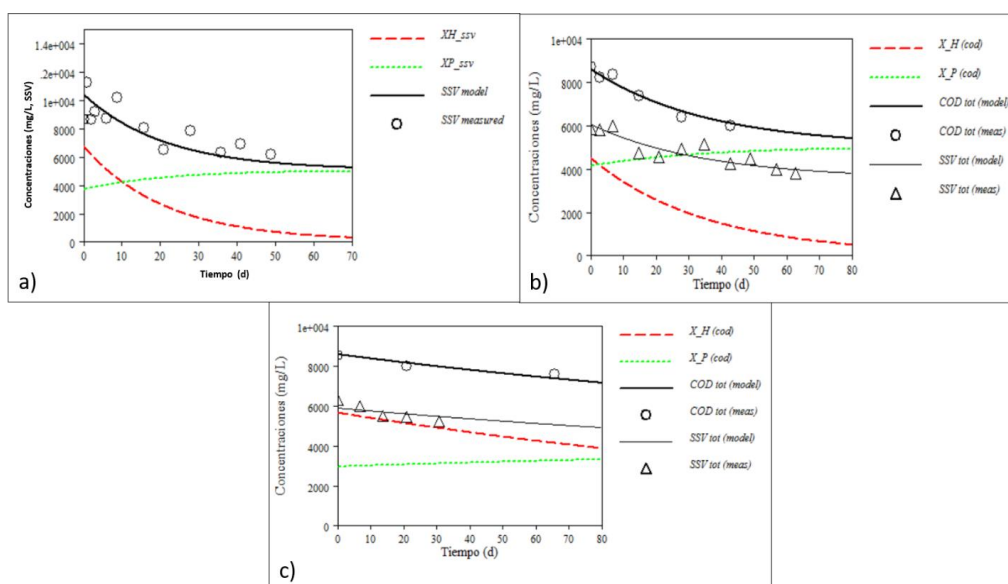


Figura 8.3 Resumen de los ajustes del modelo de digestión en Aquasim

- a) Decaimiento del digester aerobio por Aquasim
- b) Decaimiento del digester intermitente por Aquasim
- c) Decaimiento del digester anaerobio por Aquasim

Para el caso del digester aerobio se realizaron mediciones de sólidos a diferentes fechas (Figura 8.3 inciso a) para lo cual se realizó un ajuste simultáneo con juego único para las series de los datos de SSV y rO_2 . El hecho de incluir más información en las regresiones aumentó la precisión de las estimaciones, por otro lado, se estimó la tasa de decaimiento del digester aerobio con un valor de 0.047 d^{-1} , el cual resulta ser 5 veces más bajo que el valor habitualmente considerado para una biomasa heterótrofa ordinaria (respiración endógena, $bH=0.2 \text{ d}^{-1}$ (Henze et al., 2000).

El digestor intermitente tuvo datos de SSV y se realizó un ajuste simultáneo de los SSV con la DQO. La tasa de decaimiento que reportó el digestor intermitente fue de 0.02 d^{-1} , el cual resulta ser 6 veces más bajo que el valor de la biomasa heterótrofa ordinaria que es del $bH=0.2 \text{ d}^{-1}$.

Finalmente, en el digestor anaerobio se consideraron únicamente 5 datos de los SSV, ya que, presentó meseta después y se realizó un ajuste simultáneo con los valores de DQO, asegurando con mayor precisión que el valor de bH sea más certero, por la misma razón fue que se decidió fijar el valor de F_a y icv , el F_a considerado fue el estimado por su mejor método en el digestor aerobio. De tal manera que se obtuvo una bH de 0.005 d^{-1} , por lo cual resulta ser 40 veces más bajo que la biomasa heterótrofa ordinaria.

La Tabla 8.1 muestra un resumen comparativo de los bH en los diferentes ambientes.

Tabla 8.1 Decaimiento en los diferentes ambientes

Ambiente	Estimación bH (d^{-1})	Desviación estándar (d^{-1})
Aerobio	0.047	0.009
Intermitente	0.028	0.014
Anaerobio	0.005	0.0016

Se puede concluir que el decaimiento en los ambientes aerobio, intermitente y anaerobio presentaron una baja tasa de decaimiento (bH 0.047, 0.028 y 0.005 d^{-1} respectivamente). Estos valores corresponden a los rangos publicados por el decaimiento de bacterias PAOS y GAOS. Anteriormente, Wentzel et al. (1989) reportó que los PAOs poseen decaimiento bajo, casi nulo, presentando una tasa de 0.040 d^{-1} . Hao et al. (2010) reportó un bH de 0.030 d^{-1} para estos organismos.

Por otro lado, es de mencionar que, en un estudio anterior realizado con la misma agua sintética, Martínez et al. (2014) igual habían reportado un bajo valor de bH en su lodo supuestamente floculento (al instar de otros autores mencionados en este último estudio). Luego fue probado que el lodo floculento tenía rasgos de inicio de granulación (pequeños gránulos, Fall et al., 2022).

Hasta el momento, en la literatura no se tiene otro estudio sobre la digestión aerobia y la digestión intermitente. Los estudios publicados hablan exclusivamente de la digestión anaerobia del LAG (Guo et al., 2020), pero no determinan el bH ni miden los sólidos suspendidos volátiles en el tiempo. Más bien su enfoque fue sobre el potencial de

biometano (BMP) del LAG, se informa que el BMP del LAG es menor que la del lodo activado.

El experimento realizado por Seviour et al. (2011) demostró que los gránulos aerobios pueden mantener su morfología e integridad estructural durante el almacenamiento sin sustrato de crecimiento por más de 30 días, se observó que los gránulos se recuperaron después de reanudar la alimentación y el funcionamiento normal. Esto muestra que los gránulos no se digirieron fácilmente.

Para los procesos de remoción de nitrógeno, el amonio (NH_3) es oxidado (total o parcialmente) a nitrito y nitrato (nitrificación o nitrificación respectivamente en ambientes aerobios), posteriormente la forma oxidada puede reducirse a gas nitrógeno (N_2 en caso de haber un ambiente anóxico), que es liberado a la atmósfera vía desnitrificación de NO_3^- a N_2 (López et al., 2019).

Los resultados obtenidos de la evaluación del ciclo del nitrógeno en los digestores aerobio, intermitente y anaerobio son resumidos en la Figura 8.4

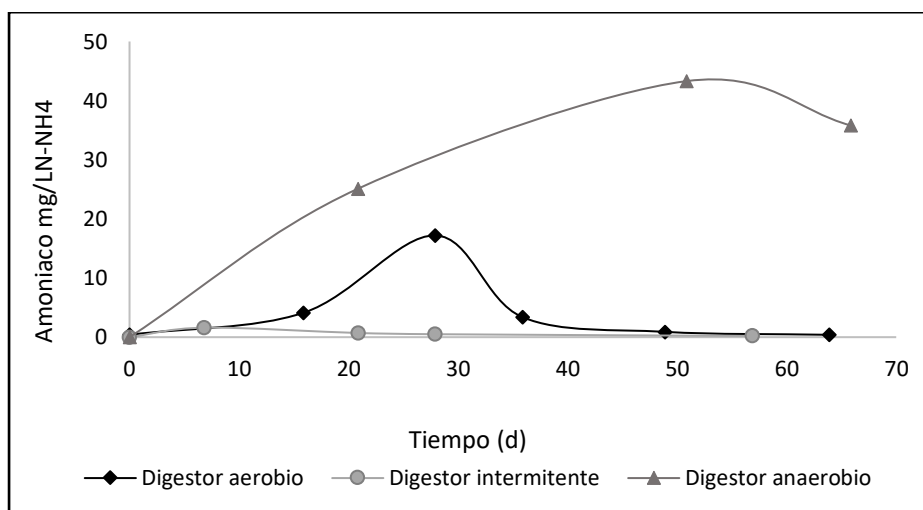


Figura 8.4 Ciclo del nitrógeno en diferentes ambientes de digestión

La Figura 8.1 presenta el comportamiento del amonio en cada uno de los digestores, en el cual se puede observar que el digestor aerobio genera amonio mientras se presenta la lisis celular, posteriormente el amonio es consumido por nitrificación y síntesis crítica. En el caso del digestor intermitente el amonio se presenta en menor cantidad debido a la nitrificación- desnitrificación el amonio lisado de la biomasa que decae es nitrificado en

fase óxica y luego desnitrificado en el periodo sin aireación. Por último, el digestor anaerobio presenta un incremento de amonio, ya que, no nitrifica.

En la Figura 8.5 se puede apreciar como el nitrato en el digestor aerobio presenta un incremento considerable debido a la presencia de oxígeno, por otra parte, el digestor intermitente presenta poca presencia de nitrato al ser consumido y el digestor anaerobio muestra poco incremento de nitrato generado por la lisis celular.

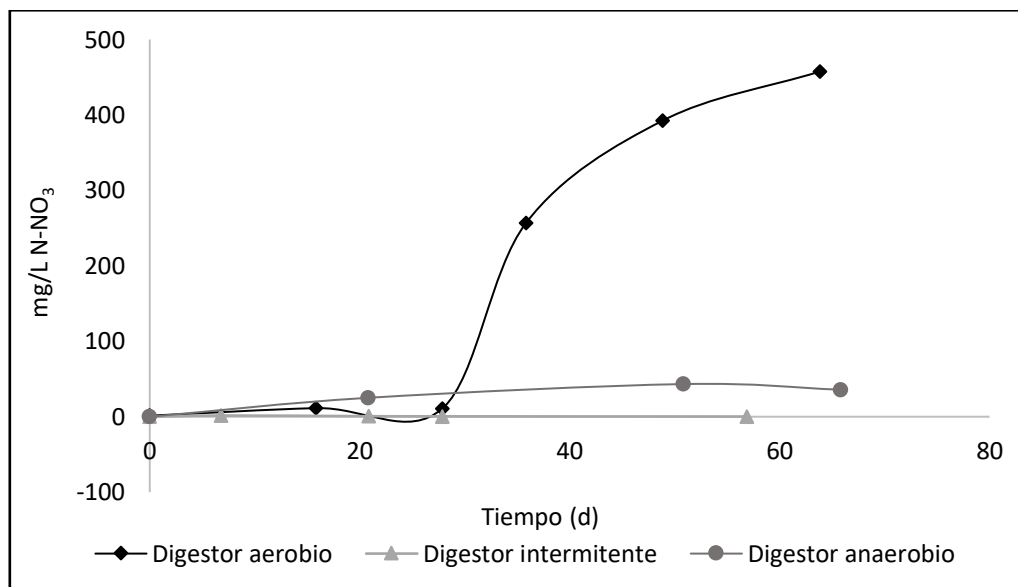


Figura 8.5 Comportamiento de nitrato

Finalmente se presenta la Figura 8.6 que corresponde a los valores del nitrito, como se puede apreciar el digestor aerobio presenta un incremento, pero con el paso del tiempo este desciende, lo que da entrada a la nitrificación, a su vez el digestor intermitente se mantiene constante debido a nitrificación-desnitrificación, por último, el digestor anaerobio consume con el tiempo consume el nitrito presente y al no haber oxigenación la presencia del nitrito es mínima, sin embargo, el valor puede generar incertidumbre, considerando que los valores reportados en la literatura son de 0.

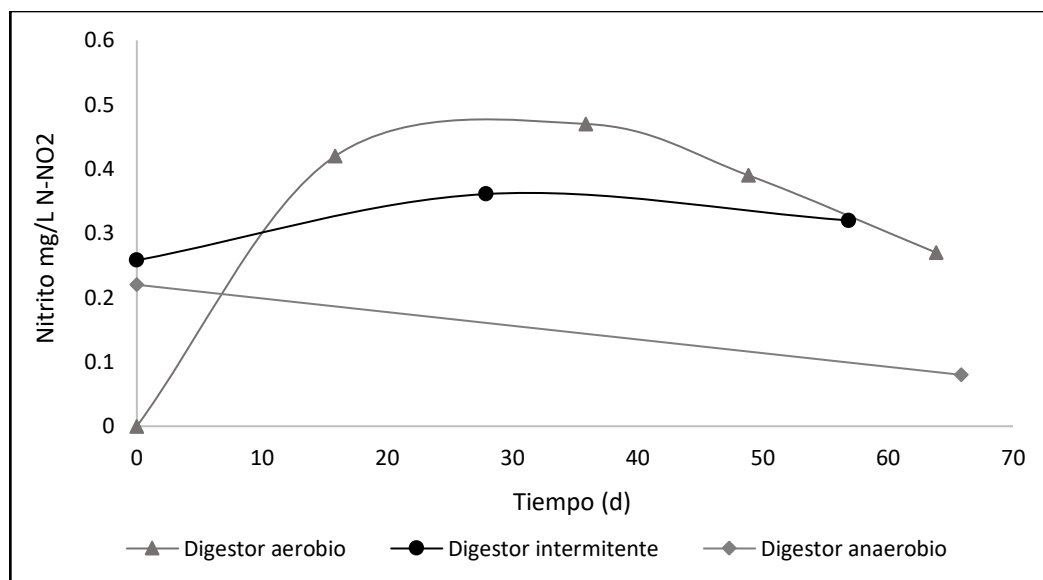


Figura 8.6 Comportamiento de Nitrito

Se puede concluir lo siguiente:

El digester aerobio presenta un proceso de nitrificación, en el proceso de nitrificación las bacterias nitrificantes transforman el amonio en nitritos y luego en nitrato.

Por otra parte, el digester intermitente representa el proceso de nitrificación-desnitrificación esto se da gracias a que el amonio se transforma en nitritos y nitratos (nitrificación), posteriormente al encontrarse en una fase de hambruna y activarse nuevamente el oxígeno, el nitrato y el nitrito son reducidos en gas nitrógeno favoreciendo la desnitrificación.

Finalmente, en el digester anaerobio no existe la nitrificación ni la desnitrificación debido a la falta de oxígeno por lo el incremento del amonio se debe únicamente a la lisis celular.

CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES GENERALES

Antes que nada, el estudio muestra que independientemente del ambiente de digestión la estabilización de lodo aerobio granular es diferente al lodo activado, siendo menos digestible el LAG.

Al estudiar los digestores con los diferentes ambientes (aerobio, intermitente y anaerobio), se determinó que en condiciones aerobias se tiene una mayor reducción de masa y velocidad.

Cabe señalar que el método de regresión lineal no fue lo suficientemente confiable por lo que se optó por desarrollar a profundidad la regresión no lineal a través del programa Aquasim.

Los análisis de sensibilidad que se desarrollaron permitieron detectar los problemas de identificabilidad mientras que el ajuste simultáneo SSV, OUR y DQO proveyeron un juego único de parámetros, capaz de modelar adecuadamente todas las corridas. Cabe señalar que este ajuste simultáneo del rO_2 y los SSV del digestor aerobio, fueron de gran importancia para modelar adecuadamente la corrida del digestor anaerobio, ya que al tener en el digestor anaerobio un decaimiento muy lento, los datos obtenidos requieran de un suplemento de información (Fa activa provista por corrida aerobia).

Por otra parte, se demostró que los modelos matemáticos basados en ASM1 que se propusieron fueron capaces de simular adecuadamente en el programa de Aquasim la digestión en los diferentes ambientes.

De manera general la digestión del lodo aerobio granular en los diferentes ambientes se comportó de manera lenta; La digestión más lenta fue la del digestor anaerobio presentando una tasa de decaimiento que fue de 0.005 d^{-1} . La digestión aerobia fue la más rápida, pero teniendo un bH 5 veces más bajo (en el rango de 0.05 d^{-1}) que el valor típico para biomasa heterótrofa ordinaria (0.2 d^{-1} en ambiente aerobio), requiriendo de un mayor tiempo para alcanzar la estabilización. En el caso del digestor intermitente, el bH fue de 0.028 d^{-1} . El comportamiento de estos microorganismos se debe a las condiciones de cultivo del lodo modelo aerobio granular, se trata de mezclas enriquecidas con organismos almacenadores.

El lento decaimiento alarga bastante los tiempos de digestión y presentan valores bajos de SOUR (inferiores al 1.5 mg O₂ /mg SST·d), cuando en realidad no hay una baja significativa de la cantidad de organismos.

Al evaluar la degradación del LAG en digestores bajo los diferentes ambientes, se demostró que, para casos de este experimento el digestor aerobio presentó la mayor rapidez y reducción, sin embargo, al considerar un tanque de intercambio, las condiciones con oxígeno limitado (aireación intermitente) presentan más ventajas en cuanto a reducción de nitrógeno y menor consumo de energía.

El trabajo presente puede ser de aportación para el desarrollo de los procesos de lodo aerobio granular de baja producción de lodo (BPL), ya que se requiere de un digestor interno en los BPL.

RECOMENDACIONES

Montar digestores con lodo real de agua municipal para averiguar versus lodo modelo.

Montar un tanque de intercambio en los reactores con lodo real para confirmar la ventaja económica al emplear digestores intermitentes.

Mejorar y profundizar el aprendizaje adquirido principalmente al realizar los análisis pertinentes para disminuir el error humano y presentar información que permita mejorar el modelaje de los sistemas de lodo aerobio granular.

Desarrollar métodos y alternativas para determinar los sólidos suspendidos de LAG con mayor precisión.

FUENTES BIBLIOGRÁFICAS

FUENTES BIBLIOGRÁFICAS

- Ali, U., Sajid, N., Khalid, A., Riaz, L., Rabbani, M. M., Syed, J. H., & Malik, R. N. (2015). A review on vermicomposting of organic wastes. In *Environmental Progress and Sustainable Energy* (Vol. 34, Issue 4, pp. 1050–1062). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/ep.12100>.
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition. American Public Health Association, Washington D. C.
- Belmeskine, H., Ouameur, W. A., Dilmi, N., & Aouabed, A. (2020). The vermicomposting for agricultural valorization of sludge from Algerian wastewater treatment plant: impact on growth of snap bean *Phaseolus vulgaris* L. *Heliyon*, 6(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04679>.
- Bengtsson, S., de Blois, M., Wilén, B. M., & Gustavsson, D. (2018a). Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(2), 119–166. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>.
- Bengtsson, S., de Blois, M., Wilén, B. M., & Gustavsson, D. (2018b). Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(2), 119–166. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>.
- Bernat, K., Cydzik-Kwiatkowska, A., Wojnowska-Baryła, I., & Karczewska, M. (2016). Physicochemical properties and biogas productivity of aerobic granular sludge and activated sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 117, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.002>.
- Cheng, C., Zhou, Z., Qiu, Z., Yang, J., Wu, W., & Pang, H. (2018). Enhancement of sludge reduction by ultrasonic pretreatment and packing carriers in the anaerobic side-stream reactor: Performance, sludge characteristics and microbial community structure. *Bioresource Technology*, 249, 298–306. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.043>.
- DOF, 2003. “Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, protección ambiental, lodos y biosólidos, Especificaciones y límites máximos de contaminantes para su

- aprovechamiento y disposición final”, Diario Oficial de la Federación (DOF), August 15, 2003, Mexico.
- DIO, “Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005”, Diario Oficial de la Federación (DOF), establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos., 23 de diciembre, 2005, México.
- Fall, C., & Loaiza-Navía, J. L. (2007). Design of a Tracer Test Experience and Dynamic Calibration of the Hydraulic Model for a Full-Scale Wastewater Treatment Plant by Use of AQUASIM. *Water Environment Research*, 79(8), 893–900. <https://doi.org/10.2175/106143007x176068>.
- Fall, C., Rogel-Dorantes, J. A., Millán-Lagunas, E. L., Martínez-García, C. G., Silva-Hernández, B. C., & Silva-Trejo, F. S. (2014). Modeling and parameter estimation of two-phase endogenous respirograms and COD measurements during aerobic digestion of biological sludge. *Bioresource Technology*, 173, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.120>.
- Fall, C., Barrón-Hernández, L. M., Gonzaga-Galeana, V. E., & Olguín, M. T. (2022). Ordinary heterotrophic organisms with aerobic storage capacity provide stable aerobic granular sludge for C and N removal. *Journal of Environmental Management*, 308. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114662>.
- Gao, D., Liu, L., Liang, H., & Wu, W. M. (2011). Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. In *Critical Reviews in Biotechnology* (Vol. 31, Issue 2, pp. 137–152). <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.497961>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115924>.
- Guo, H., van Lier, J. B., & de Kreuk, M. (2020). Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. *Water Research*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115617>.

- Guo, W. Q., Yang, S. S., Xiang, W. S., Wang, X. J., & Ren, N. Q. (2013). Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes - A comprehensive review. In *Biotechnology Advances* (Vol. 31, Issue 8, pp. 1386–1396). <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.06.003>.
- Gupta R, & Garg V. (2007). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), 1023–1030. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.055>.
- Huang, H., Ekama, G. A., Biswal, B. K., Dai, J., Jiang, F., Chen, G. H., & Wu, D. (2019). A new sulfidogenic oxic-settling anaerobic (SOSA) process: The effects of sulfur-cycle bioaugmentation on the operational performance, sludge properties and microbial communities. *Water Research*, 162, 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.051>.
- Jahn, L., Saracevic, E., Svardal, K., & Krampe, J. (2019). Anaerobic biodegradation and dewaterability of aerobic granular sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 94(9), 2908–2916. <https://doi.org/10.1002/jctb.6094>.
- Jin, D., Wang, B., & Wang, L. (1998). Design and operation of a wastewater treatment plant treating low concentration of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 38(3 pt 3), 167–172. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00556-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00556-3).
- Kim, H., Murthy, S., Peot, C., Ramirez, M., & Strawn, M. (2003). *Examination of Mechanisms for Odor Compound Generation During Lime Stabilization*.
- Lee, D.-J., Tay, J.-H., Hung, Y.-T., & He, P. J. (2005). *Introduction to Sludge Treatment*
CONTENTS THE ORIGIN OF SLUDGE CONDITIONING PROCESSES
DEWATERING PROCESSES STABILIZATION PROCESSES THERMAL
PROCESSES REFERENCES.
- Liu, Y. (2002). *Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process*. www.elsevier.com/locate/chemosphere.
- Liu Yu, & Joo-Hwa. (2001). *Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process*.

-
- López Vázquez, C. M., Menéndez Gutiérrez, C., & Fall, C. (2019). Edts. *Métodos experimentales para el tratamiento de aguas residuales*. IWA Publishing, London, UK. <https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/622726/wio9781780409252.pdf>.
- Lorenzo, Acosta, Y. ., Abreu, O., & Cristina, M. (2005). *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>.
- Lü, H., Chen, X. H., Mo, C. H., Huang, Y. H., He, M. Y., Li, Y. W., Feng, N. X., Katsoyiannis, A., & Cai, Q. Y. (2021). Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. In *Bioresource Technology* (Vol. 328). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124847>.
- Martínez-García, C. G., Fall, C., & Olguín, M. T. (2015). Activated sludge mass reduction and biodegradability of the endogenous residues by digestion under different aerobic to anaerobic conditions: Comparison and modeling. *Bioresource Technology*, 203, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.015>.
- Martínez-García, C. G., Olguín, M. T., & Fall, C. (2014). Aerobic stabilization of biological sludge characterized by an extremely low decay rate: Modeling, identifiability analysis and parameter estimation. *Bioresource Technology*, 166, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.024>.
- Palmeiro-Sánchez, T., Val del Río, A., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2013). Comparison of the anaerobic digestion of activated and aerobic granular sludges under brackish conditions. *Chemical Engineering Journal*, 231, 449–454. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.052>.
- Pérez-Elvira, S. I., Nieto Diez, P., & Fdz-Polanco, F. (2006). Sludge minimisation technologies. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* (Vol. 5, Issue 4, pp. 375–398). <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5728-9>.
- Plachá, I., Venglovský, J., Maková, Z., & Martínéz, J. (2008). The elimination of *Salmonella typhimurium* in sewage sludge by aerobic mesophilic stabilization and lime hydrated stabilization. *Bioresource Technology*, 99(10), 4269–4274. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.056>.
- Pronk, M., de Kreuk, M. K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Full scale performance of the aerobic granular sludge

- process for sewage treatment. *Water Research*, 84, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>.
- Ramdani, A., Dold, P., Gadbois, A., Dél  ris, S., Houweling, D., & Comeau, Y. (2012). Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge in a membrane bioreactor with continuous or on-off aeration. *Water Research*, 46(9), 2837–2850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.008>.
- Rosas-Echeverr  a, K., Fall, C., Gutiérrez-Segura, E., Romero-Camacho, M. P., & Ba, K. M. (2023). Mechanisms of persistence and impact of ordinary heterotrophic organisms in aerobic granular sludge. *Bioresource Technology*, 384, 129346. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129346>.
- Sodhi, V., Bansal, A., & Jha, M. K. (2018). Excess sludge disruption and pollutant removal from tannery effluent by upgraded activated sludge system. *Bioresource Technology*, 263, 613–624. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.118>.
-   wi  tczak, P., & Cydzik-Kwiatkowska, A. (2018). Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1655–1669. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0615-9>.
- Teoh, S. K., & Li, L. Y. (2019). Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 247). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119495>.
- Val Del Río,   ., Palmeiro-Sanchez, T., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., & Méndez, R. (2014). Anaerobic digestion of aerobic granular biomass: Effects of thermal pre-treatment and addition of primary sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 89(5), 690–697. <https://doi.org/10.1002/jctb.4171>.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Per,   ., Nielsen, H., Carlos, López-Vázquez, M., Brdjanovic, D., López Vázquez, C. M., Menéndez Gutiérrez, C., & Fall, C. (2016). Experimental methods for wastewater treatment *Editores de la edici  n en español*. <https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/622726/wio9781780409252.pdf>.
- Velho, V. F., Foladori, P., Andreottola, G., & Costa, R. H. R. (2016). Anaerobic side-stream reactor for excess sludge reduction: 5-year management of a full-scale plant.

Journal of Environmental Management, 177, 223–230.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.020>.

- Vitanza, R., Cortesi, A., de Arana-Sarabia, M. E., Gallo, V., & Vasiliadou, I. A. (2019). Oxidic settling anaerobic (OSA) process for excess sludge reduction: 16 months of management of a pilot plant fed with real wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 32. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100902>.
- Wang, G., Wang, D., Xu, Y., Li, Z., & Huang, L. (2020). Study on optimization and performance of biological enhanced activated sludge process for pharmaceutical wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140166>.
- Xiong, J., Young, M. N., Marcus, A. K., van Ginkel, S. W., & Rittmann, B. E. (2020). Mathematical Modeling and Analysis of Wastewater Treatment Plant Using the Cannibal Process. *Journal of Environmental Engineering*, 146(2), 04019108. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001627](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001627).
- Xu, H., Yang, B., Liu, Y., Li, F., Song, X., Cao, X., & Sand, W. (2020). Evolution of microbial populations and impacts of microbial activity in the anaerobic-oxidic-settling-anaerobic process for simultaneous sludge reduction and dyeing wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 282. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124403>.
- Zheng, G. di, Gao, D., Chen, T. bin, & Luo, W. (2007). Stabilization of nickel and chromium in sewage sludge during aerobic composting. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1–2), 216–221. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.003>.
- Zheng, Y., Cheng, C., Zhou, Z., Pang, H., Chen, L., & Jiang, L. M. (2019). Insight into the roles of packing carriers and ultrasonication in anaerobic side-stream reactor coupled membrane bioreactors: Sludge reduction performance and mechanism. *Water Research*, 155, 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.039>.