



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA**

UNIDAD XOCHIMILCO

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Maestría en Ciencias Agropecuarias

**TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES DE
RASTRO**

TESIS

(Idónea Comunicación de Resultados)

Para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Agropecuarias

PRESENTA:

Esp. en B. Hernández Fydrych Vianka Celina

COMITÉ TUTORAL

Directora

Dra. María del Carmen Fajardo Ortiz

UAM-I

Co-directora

Dra. Patricia Hernández Castilla

UAM-X

Asesor

Dr. Ricardo Beristain Cardoso

UAM-L

Ciudad de México, Julio de 2016.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo de CONACyT por la beca de estudios de posgrado otorgada
No. 454763

Mis más sinceros agradecimientos

A mi madre, por su apoyo incondicional, por todas esas pláticas, por no dejarme caer nunca, por guiarme y estar conmigo en todo momento, gracias por todo eso, a mi hermana y mi abuelita, por siempre estar ahí, que con su sola presencia alegran mis días; las amo a las tres y dedico esta tesis a ustedes.

Agradezco de todo corazón a la doctora María del Carmen Fajardo Ortiz, por ser la directora de esta tesis, sin ella, nada de esto se hubiera podido lograr, agradezco las pláticas, los consejos, la sabiduría compartida y todos los buenos momentos que pase con ella.

A la doctora Patricia Castilla Hernández, por todos los aportes brindados para esta tesis, gracias por las idas al rastro, la hospitalidad y confianza que me brindó su familia, muchas gracias por todo.

Al doctor Ricardo Beristáin Cardoso por sus comentarios e ideas muy valiosas para esta tesis.

A la doctora Gloria Trejo, por su apoyo y enseñanza con el equipo cromatográfico.

A la doctora Mónica Meraz, por compartir sus conocimientos, por las pláticas y por brindarme su apoyo, gracias.

A todos mis compañeros de laboratorio, por esas risas, enojos, por el apoyo, las comidas, en fin, gracias por todo.

Finalmente, gracias a todos mis amigos, en especial a Karen, Eli y Javi, por esas pláticas, por todas esas risas, las locuras hechas, las fiestas, por siempre estar conmigo, gracias.

Índice

	Resumen	
Capítulo 1	Introducción	1
1.1	Los rastros en México	2
1.2	Normatividad mexicana para el manejo de aguas residuales	5
1.3	Tratamiento de aguas residuales	6
1.3.1	Pre-tratamiento	7
1.3.2	Tratamiento primario o físico-químico	8
1.3.3	Tratamiento secundario o biológico	8
1.3.4	Tratamiento terciario	8
1.4	Remoción de materia orgánica biodegradable	8
1.5	Remoción biológica del nitrógeno	10
1.5.1	Nitrificación	10
1.5.2	Desnitrificación	12
1.5.3	Nitrificación/Desnitrificación simultánea	14
1.6	Reactores Secuenciales Discontinuos SBR	18
Capítulo 2	Antecedentes	20
2.1	Justificación	24
2.2	Hipótesis	24
Capítulo 3	Objetivo General	25
3.1	Objetivos Específicos	25
Capítulo 4	Metodología	26
4.1	Sitio de muestreo	26
4.2	Caracterización del agua residual de rastro	26
4.3	Pre-fermentación del agua residual de rastro	27
4.4	Operación del reactor biológico	28
4.5	Cinéticas de biodegradabilidad del agua residual pre-fermentada	30
4.6	Técnicas analíticas	31
4.7	Análisis estadístico	36
Capítulo 5	Resultados	37
5.1	Caracterización del agua residual de rastro	37
5.2	Pre-fermentación del agua residual de rastro	40
5.3	Cinéticas de biodegradabilidad del agua residual pre-fermentada	45
5.4	Operación del reactor SBR O/A	49
5.5	Operación del reactor SBR A/O	54
Capítulo 6	Conclusiones	69
Capítulo 7	Bibliografía	70
	Anexos I	81
	Anexos II	83
	Anexos III	84

Índice de Figuras

Figura 1.	Porcentaje de sacrificio en los rastros municipales a nivel nacional.	3
Figura 2.	Enzimas involucradas en la transformación de nitrato (NO_3^-) a nitrógeno molecular (N_2).	13
Figura 3.	Tipo de formación de flocúlos según la presencia de bacterias filamentosas.	18
Figura 4.	Etapas de operación del reactor SBR.	20
Figura 5.	Reactor SBR.	30
Figura 6.	Perfil cinético de la pre-fermentación del agua de rastro.	41
Figura 7.	Perfil de formación de N-NH_4^+ , hidrólisis de $\text{P}_{\text{Soluble}}$ y degradación de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ durante 7 días de pre-fermentación.	44
Figura 8.	Cinética agua pre-fermentada (O/A).	46
Figura 9.	Cinética agua pre-fermentada (A/O).	48
Figura 10.	Perfil de N-NH_4^+ y especies nitrogenadas bajo el ciclo de operación del reactor SBR O/A.	51
Figura 11.	Perfil de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ y $\text{P}_{\text{Soluble}}$ bajo el ciclo de operación del reactor SBR O/A.	52
Figura 12.	Perfil de N-NH_4^+ y especies nitrogenadas bajo el ciclo de operación del reactor SBR A/O.	56
Figura 13.	Perfil de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ y $\text{P}_{\text{Soluble}}$ bajo el ciclo de operación del reactor SBR A/O.	57
Figura 14.	Comparación de cinéticas O/A, a) agua cruda y b) agua pre-fermentada $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ (■), N-NH_4^+ (◇), $\text{P}_{\text{Soluble}}$ (●), NO_2^- (▲), NO_3^- (○).	60
Figura 15.	Comparación de cinéticas A/O, a) agua cruda y b) agua pre-fermentada $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ (■), N-NH_4^+ (◇), $\text{P}_{\text{Soluble}}$ (●), NO_2^- (▲), NO_3^- (○).	65

Índice de Tablas

Tabla 1.	Características del agua residual generada en rastros.	4
Tabla 2.	Límites máximos permisibles establecidos para descargas de agua residual cruda y tratada.	6
Tabla 3.	Ciclo de operación Óxico/Anóxico del SBR.	29
Tabla 4.	Ciclo de operación Anóxico/Óxico del SBR.	29
Tabla 5.	Caracterización del agua residual de rastro en tres diferentes épocas de sacrificio.	39
Tabla 6.	Pre-fermentación del agua residual de rastro.	42
Tabla 7.	Eficiencia de conversión a $N-NH_4^+$ y eficiencias de remoción de $DQO_{Soluble}$ en la pre-fermentación del agua.	43
Tabla 8.	Comparación de la primera, segunda y tercera pre-fermentación a 7 días y con inóculo metanogénico.	45
Tabla 9.	Comparación de cinéticas O/A y A/O con agua pre-fermentada (AP).	49
Tabla 10.	Comparación entre etapas de alimentación del reactor SBR O/A.	54
Tabla 11.	Comparación entre etapas de alimentación del reactor SBR A/O.	58
Tabla 12.	Comparación de las cinéticas O/A con agua pre-fermentada (AP) y agua cruda (AC).	61
Tabla 13.	meq e- donados y aceptados para el proceso desnitrificante entre cinéticas O/A con (AP) y (AC).	62
Tabla 14.	Comparación de las cinéticas A/O con agua pre-fermentada (AP) y agua cruda (AC).	66
Tabla 15.	meq e- donados y aceptados para el proceso desnitrificante entre cinéticas A/O con (AP) y (AC).	67

Glosario

NH₄⁺	Amonio
A/O	Anóxico/Óxico
O/A	Óxico/Anóxico
COT	Carbono orgánico total
DBO₅	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO_{Soluble}	Demanda Química de Oxígeno Soluble
G y A	Grasas y Aceites
NO₃⁻	Nitratos
NO₂⁻	Nitritos
N-NH₄⁺	Nitrógeno de Amonio
N-NO₃⁻	Nitrógeno de Nitrato
N-NO₂⁻	Nitrógeno de Nitrito
N₂	Nitrógeno molecular
O/A	Óxico/Anóxico
P_{Total}	Proteína Total
P_{Soluble}	Proteína soluble
SV	Sólidos Volátiles
PT	Fósforo Total
PO₄³⁻	Ortofosfatos

RESUMEN

Los rastros municipales generan aguas residuales con un elevado contenido en materia orgánica carbonada y nitrogenada, donde un alto porcentaje se vierte al drenaje o bien a cuerpos de agua adyacentes sin tratamiento alguno, provocan daños ecológicos y de salud pública. En este estudio se colectó agua residual de un rastro municipal cuyas concentraciones de DQO_{Soluble} , P_{Soluble} y $N-NH_4^+$ fueron de 2250-5569, 1000-4102 y 41-127 mg/L, respectivamente. Considerando que la cantidad de proteínas fue muy elevada, se realizó una pre-fermentación con el fin de hidrolizar la mayor cantidad de proteína presente en el agua para su conversión en NH_4^+ , y así poder tratar el agua pre-fermentada mediante nitrificación/desnitrificación. Con esta pre-fermentación se logró una eficiencia de hidrólisis de proteínas del 78% formando 139 mg $N-NH_4^+$ /L y reduciendo la materia orgánica en un 53%. Una vez pre-fermentada el agua, se procedió a alimentar un reactor secuencial discontinuo (SBR) durante 104 días bajo un ciclo Óxico/Anóxico con una concentración de 392 mg DQO_{Soluble} /L, 109 mg P_{Soluble} /L y 151 mg NT/L, obteniendo eficiencias de remoción de 82%, 90% y 55% respectivamente. Otro reactor se operó durante 111 días bajo condiciones A/O, con concentraciones de 607 mg DQO_{Soluble} /L, 79.5 mg P_{Soluble} /L 76.3 mg $N-NH_4^+$ /L, respectivamente, bajo este ciclo de operación se lograron eficiencias de remoción del 87%, 66% y 39%, respectivamente. De los resultados obtenidos se concluye que, las aguas residuales de rastro requieren un tratamiento previo al tratamiento biológico, sin embargo, el tratamiento anaerobio seleccionado, dejó materia orgánica de difícil disponibilidad por lo cual, no se lograron eficiencias de remoción de materia nitrogenada ni carbonada que superaran el 90%.

1. Introducción

El sector primario es la actividad económica en la cual se transforman los recursos naturales en materias primas o alimentos. Dentro de este sector la ganadería es la actividad en la cual se crían animales (cerdos, vacas, borregos, etc.) para obtener beneficios de éstos. En México el sector agropecuario representó en el 2011 el 3.4% del total del producto interno bruto (PIB), en donde la ganadería correspondió al 36%, generando un total de 397,044 millones de pesos (INEGI, 2011; Del Moral, 2013).

Dentro de este sector, los rastros generan aguas residuales con un elevado contenido en materia orgánica carbonada y nitrogenada, donde un alto porcentaje se vierte al drenaje o bien a cuerpos de agua adyacentes como ríos, arroyos, lagos, etc., sin tratamiento alguno, provocando daños ecológicos como la eutrofización, y de salud pública como enfermedades zoonositarias, por lo que se debe dar un tratamiento a las aguas generadas por esta actividad previo a su descarga (Signorini, 2007 y Espinosa, 2011).

Una alternativa para el tratamiento de dichas aguas pueden ser los reactores SBR (Sequential Batch Reactor) que son una variación del sistema de lodos activados, cuya diferencia es que combinan todas las etapas de tratamiento en un sólo tanque. Conforme a una descripción de la EPA en 1999, un SBR no es más que una planta de lodos activados que opera en el mismo tiempo y espacio y dentro de ésta se puede llevar a cabo la remoción conjunta de carbono y nutrientes brindando altas eficiencias de remoción (Al-Rekabi *et al*, 2007).

1.1. Los rastros en México

En el 2006, Signorini *et al.*, establecieron las diferencias entre los rastros y los mataderos, señalando que se denomina rastro cuando la capacidad de matanza semanal es superior a 168 animales de ganado mayor, o 336 animales de ganado menor, mientras que, se designa matadero cuando la capacidad de matanza semanal es menor a estos valores.

Existen tres tipos de rastros: a) municipales, los cuales son establecimientos en donde se lleva a cabo el faenado de los animales y son administrados o tiene concesión por parte de las autoridades municipales; b) privados, en éstos se sacrifican, procesan, empaican, refrigeran o industrializan animales y son regulados por la Secretaría de Salud; c) los de Tipo Inspección Federal (TIF), en donde sacrifican, procesan, envasan, empaican, industrializan y/o refrigeran animales que cuentan con inspección federal, regulados por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) en coordinación con la Secretaría de Salud (SIAP, 2015).

A nivel nacional existen 1133 centros de sacrificio de los cuales 886 son municipales, 139 privados y sólo 108 son TIF. La cantidad de animales que los rastros municipales sacrifican (Figura 1) está conformado por el 27% de ganado bovino, 41% porcino, 27% aves, 2% ovino y caprino y 1% equino, mientras que los rastros privados así como TIF se caracterizan por sacrificar en su mayoría aves con un 97 y 98% respectivamente (SIAP, 2015). La producción de carne de todos estos centros de sacrificio implica la utilización de grandes volúmenes de agua, que contaminan los cuerpos receptores al ser vertidos si no tiene un tratamiento previo.

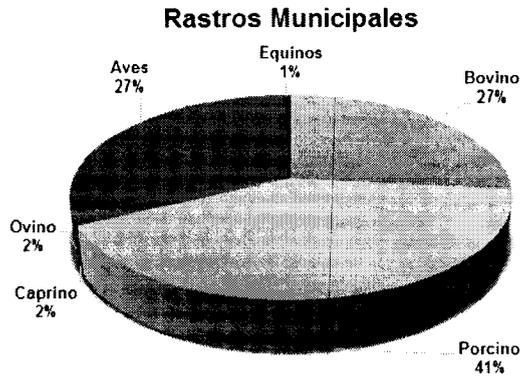


Figura 1. Porcentaje de sacrificio en los rastros municipales a nivel nacional.

Dentro de los procesos que más agua residual generan y que rebasan los límites máximos permisibles de descarga de aguas residuales en aguas y bienes nacionales está el desangrado y evisceración. Las altas cantidades de sangre generan contaminación por materia carbonada y nitrogenada, trayendo consigo proteínas, grasas, heparinas, sales biliares e hidratos de carbono como la glucosa (Tabla 1); también es posible encontrar detergentes y desinfectantes en estas aguas residuales (Signorini, 2007).

Un ganado vacuno o 2.5 cerdos faenados generan una contaminación equivalente a la producida entre 70 y 200 personas, además, las aguas residuales de los rastros traen consigo de 7 a 18 gramos de excretas líquidas y sólidas, adicionalmente cada animal contiene entre 5 y 20 kilogramos de alimento en digestión, contaminando el agua con una DBO₅ de 5.8 miles de toneladas anualmente (Signorini *et al.*, 2006).

Tabla 1. Características del agua residual generada en rastros.

Parámetro	Massé y Masse (2000)	Jarauta (2005)	López-López <i>et al.</i> (2008)	Castillo <i>et al.</i> (2012)	Sindhu y Meeraa (2012)	Kundu <i>et al.</i> (2013)	Sunder y Satyanarayan (2013)
pH	4.9-6.9	6.8-7.8	7.1	7.4	7.0	8-8.5	6.9-7.1
DQO (mg/L)	2333-8627	4000-12000	11000	4106	7600	6185-6840	27800
DBO ₅ (mg/L)	-	1200-7000	8360	1811	-	3000-3500	16680
PT (mg/L)	20-80	-	-	7.1	123	-	78
G y A (mg/L)	-	100-600	784	544	107	-	246
SST (mg/L)	736-2099	300-2500	8150	241	1673	13120-14225	2562
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	19-169	-	137.34	12.57	79.16	650-736	239.02
NTK (mg/L)	90-593	200-750	-	332.2	-	1050-1200 N	920
Proteína (mg/L)	731-2648	-	-	-	2523	-	-

DQO: Demanda Química de Oxígeno; DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno; PT: Fósforo Total; G y A: grasas y aceites; SST: Sólidos Suspendidos Totales; N-NH₄⁺: Nitrógeno de amonio; NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl.

Aunque no se cuenta con un dato exacto sobre la cantidad de agua utilizada en los rastros, se tiene un aproximado dependiendo del tipo de ganado faenado al día, en donde para animales grandes se ocupan aproximadamente 1000 litros, 450 para porcinos, 100 para ovinos y caprinos y 20 para aves (Signorini *et al.*, 2006).

1.2. Normatividad mexicana para el manejo de aguas residuales

Las normas oficiales mexicanas a las que se debe apegar un rastro para descargar sus aguas residuales crudas o tratadas a diferentes fuentes receptoras son las siguientes:

- a) NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- b) NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- c) NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

En la Tabla 2 se muestra un resumen de los límites máximos permisibles que debe tener el agua residual cruda y tratada para ser descargada en cuerpos receptores o para ser reutilizada, los cuales en aguas residuales provenientes de los rastros (Tabla 1) superan estos límites, y si no son tratadas provocan un impacto ambiental negativo (Reynoso *et al.*, 2002).

Tabla 2. Límites máximos permisibles establecidos para descargas de agua residual cruda y tratada.

PARÁMETRO	NOM-001-SEMARNAT-1996										NOM-002-SEMARNAT-1997		NOM-003-SEMARNAT-1997	
	Ríos						Embalses naturales y artificiales							
	Uso riego agrícola		Uso público		Protección a la vida acuática		Uso riego agrícola		Uso público					
mg/L	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	Servicios al público con contacto directo	Servicios al público con contacto indirecto u ocasional
T (°C)	NA	NA	40	40	40	40	40	40	40	40	-	-	-	-
G y A	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	50	75	15	15
M. F.	AUSENTE													
S. SED. (ml/L)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	-	-	-	-
S. S.	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	-	-	20	30
DBO ₅	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	-	-	20	30
NT	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	-	-	-	-
PT	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	-	-	-	-

T°: Temperatura; G y A: Grasas y aceites; M.F.: Materia flotante; S. Sed.: Sólidos sedimentables, S. S.: Sólidos suspendidos, DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno, NT: Nitrógeno total y PT: Fósforo total, NA: no aplica, P.D: Promedio diario, P.M: Promedio mensual.

1.3. Tratamiento de aguas residuales

El agua residual se define como aquel residuo líquido procedente de las distintas actividades humanas, domésticas, industriales, hospitalarias, químicas, etc., y a las que eventualmente se le pueden incorporar aguas pluviales. La composición de las aguas residuales puede ser muy variada dependiendo de su procedencia, sin embargo todas ellas contienen principalmente sólidos suspendidos, materia

orgánica biodegradable, nutrientes, detergentes, patógenos y parásitos, compuestos orgánicos refractarios y metales pesados (Bitton, 2005).

Como consecuencia la descarga de estas aguas a los cuerpos receptores ocasionan problemas de salud pública y deterioro de los ecosistemas.

Existen distintos métodos para el tratamiento de aguas residuales, todos persiguen tres principales objetivos: a) remover los sólidos suspendidos, b) eliminar la materia orgánica biodegradable y c) eliminar organismos patógenos (Metcalf y Eddy, 1991).

Los métodos para el tratamiento de aguas residuales están clasificados como físicos, químicos y biológicos. Sin embargo todo proceso de tratamiento se lleva a cabo por medio de una combinación de éstos (Muñoz, 2008).

Generalmente el tratamiento se lleva a cabo en cuatro etapas que son: pre-tratamiento, tratamiento primario (físico o químico), tratamiento secundario (biológico) y tratamiento terciario (físico, químico o biológico) (Bonilla, 2007).

1.3.1. Pre-tratamiento

El objetivo del pre-tratamiento es retirar la mayor cantidad de material grueso (grasas, aceites, bolsas, latas, ramas, etc.) para asegurarse que el agua llegue al tratamiento primario conservando sus propiedades (Cruz, 2010), de no llevarse a cabo éste, se podría afectar a los posteriores tratamientos disminuyendo su rendimiento y generando un efluente de mala calidad. Dentro del pre-tratamiento se encuentran procesos como la dilaceración, en donde se tritura la materia sólida sin ser separada del agua, evaporación, mezclado, sedimentación, flotación, filtración, homogenización de caudales, entre otros (Bitton, 2005; Muñoz, 2008).

1.3.2. Tratamiento primario o fisico-químico

En el tratamiento primario se aplican procesos físico-químicos dentro de los cuales se encuentran: neutralización, coagulación-floculación, decantación y filtración, esto con el fin de retirar la mayor cantidad de sólidos de gran tamaño presentes en el agua. Este efluente puede cumplir con las normas requeridas para su uso o descarga o bien, estar listo para recibir un tratamiento secundario o biológico (Cruz, 2010; Muñoz, 2008).

1.3.3. Tratamiento secundario o biológico

El propósito principal del tratamiento secundario o biológico, es la eliminación de la materia orgánica biodegradable, así como de una parte de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) presentes en el agua que quedan después del tratamiento primario (Metcalf y Eddy, 1991). La EPA (2004) menciona que el 90% de la remoción de contaminantes se logra a través de los procesos biológicos.

1.3.4. Tratamiento terciario

La finalidad de los tratamientos terciarios es lograr una mejor calidad del agua, son tratamientos muy específicos y bastante costosos puesto que eliminan compuestos que ya no se pudieron eliminar de los procesos anteriores, dentro de estos procesos se encuentran: el arrastre con vapor de agua o aire, procesos de reducción, precipitación química, transferencia de oxígeno, entre otros (Cruz, 2010).

1.4. Remoción de materia orgánica biodegradable

La remoción de materia orgánica biodegradable se consigue mediante una gran variedad de microorganismos como son bacterias, hongos, algas, protozoarios, rotíferos y crustáceos. Los procesos biológicos se clasifican en: aerobios,

anaerobios y anóxicos, que pueden ser utilizados de manera independiente o bien combinados (Metcalf y Eddy, 1991).

Los procesos anaerobios, se llevan a cabo en ausencia de oxígeno y los aceptores finales de electrones pueden ser sulfato (SO_4^{2-}), dióxido de carbono (CO_2). La fracción soluble de la DBO_5 , o bien, la parte fácilmente biodegradable varía entre un 40 y un 60%, mientras que la fracción insoluble se presenta en forma coloidal o en suspensión y está representada por grasas, proteínas, celulosa, etc., que se pueden tratar mediante diversas configuraciones tecnológicas o procesos bioquímicos (fosa séptica, metanogénesis, fermentación, etc.) (Espinosa, 2011).

Los procesos aerobios se llevan a cabo en presencia de oxígeno, el cual actúa como aceptor final de electrones, entre éstos se encuentran: los lodos activados, lechos bacterianos y lagunas facultativas de estabilización.

En este tipo de proceso los microorganismos destinan alrededor de un 33% de la materia orgánica a procesos catabólicos (obtención de energía) y un 67% en procesos anabólicos (síntesis celular), el tejido celular al ser más denso que el agua permite su separación a través de sedimentación o decantación.

Los procesos anóxicos se realizan en ausencia de oxígeno y el aceptor final de electrones puede ser el nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-).

Los procesos facultativos son aquellos en donde los microorganismos pueden actuar tanto en presencia como en ausencia de oxígeno, se ha demostrado que dentro de este proceso el 95% de los organismos son bacterias.

Los procesos combinados, mezclan distintos metabolismos como son aerobio/anaerobio/anóxico, entre éstos se encuentran las lagunas facultativas con zonas de depuración aerobia (localizadas en la superficie) y anaerobia (en la zona más profunda).

1.5. Remoción biológica de nitrógeno

Para la eliminación de nitrógeno de aguas residuales generalmente se emplean procesos biológicos, ya que entre 10 y el 30% del nitrógeno es empleado para suplir los requerimientos nutricionales de los microorganismos, en donde este elemento está presente en aproximadamente un 12 y 13% del peso de la célula.

Los principales procesos biológicos para remover nitrógeno son la nitrificación y la desnitrificación. A continuación se describen ambos procesos.

1.5.1. Nitrificación

La nitrificación es la oxidación biológica del amonio (NH_4^+) hasta NO_3^- y están implicados dos grupos bacterianos autótrofos muy importantes denominados, bacterias amonio oxidantes y bacterias nitrito oxidantes, por sus siglas en inglés AOB y NOB respectivamente.

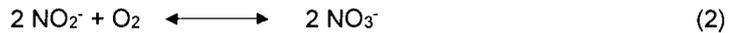
Las AOB son las encargadas de la conversión del NH_4^+ a NO_2^- , siendo el primer paso de la nitrificación. Dentro de este grupo el género más común es *Nitrosomonas*, sin embargo, *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrosovibrio*, y *Nitrosolobus* también son capaces de oxidar el NH_4^+ a NO_2^- .

Este proceso de oxidación (Ecuación 1) es catalizado por dos enzimas; la primera es la enzima amonio monooxigenasa (AMO) la cual está ubicada en el citoplasma y es la encargada de la transformación de NH_4^+ a hidroxilamina (NH_2OH), por su parte la enzima hidroxilamina oxidoreductasa (HAO) se ubica en el periplasma celular y hace la conversión de la hidroxilamina (NH_2OH) hasta nitrito (NO_2^-) (Young-Ho, 2006; Espinosa, 2011 y Claros, 2012).



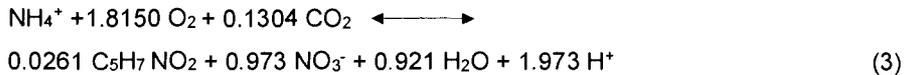
Como se puede observar en esta etapa se consume la mayor cantidad de oxígeno disuelto (3.43 gO₂/gN-NH₄⁺).

Por su parte las bacterias (NOB) llevan el NO₂⁻ formado en la primer etapa hasta NO₃⁻, siendo éste el segundo paso de la nitrificación, donde sólo una enzima cataliza el proceso y es la *nitrito oxidoreductasa* (Nxr) (Ecuación 2).



En esta etapa únicamente se consumen 1.14 gO₂ / g-NO₂⁻.

Los dos grupos de bacterias implicadas en estos procesos de nitrificación son autótrofas, por tanto, su tasa de crecimiento es lenta, teniendo en resumen para el proceso nitrificante la siguiente ecuación (3), donde el NH₄⁺ es oxidado y junto con el CO₂, producirá biomasa, NO₃⁻, agua y protones (Espinosa, 2011).

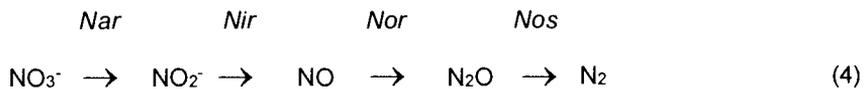


Para llevar a cabo el proceso satisfactoriamente, el agua debe de tener un pH adecuado para poder amortiguar la disminución de alcalinidad que esto implica, puesto que decrece 7.14 g de alcalinidad expresada como CaCO₃ por cada gramo de NH₄⁺ oxidado hasta NO₃⁻ (Rijn, *et al.*, 2006 y Dapena, 2007).

Sabiendo que los NO₃⁻ causan eutrofización a los cuerpos de agua, es necesaria la conversión de éstos a nitrógeno gas mediante el proceso de desnitrificación.

1.5.2. Desnitrificación

Existen dos tipos de desnitrificación, la autótrofa y la heterótrofa, esta última es un proceso anóxico el cual requiere de un donador de electrones orgánico para poder reducir el NO_3^- hasta N_2 , involucrando diversas enzimas para catalizar este proceso, entre ellas se encuentran la enzima *nitrate reductase* (Nar) que es la encargada de la reducción de NO_3^- a NO_2^- y se localiza en la membrana celular, al igual que esta enzima está la *nitrate reductase periplasmática* (Nap) que se encuentra como su nombre lo indica en el periplasma y es la encargada del equilibrio REDOX y la cual no es suprimida por la presencia de oxígeno, ésta es la responsable del proceso de desnitrificación en condiciones óxicas (González, 2007). En el siguiente paso, reducción de NO_3^- a óxido nítrico (NO) hay dos enzimas involucradas las *nitrite reductases* (NirS y NirK); la reducción del NO a óxido nitroso (N_2O) es regulada por la enzima *óxido nítrico reductase* (Nor) que se encuentra en la membrana celular y es de suma importancia puesto que ésta evita la acumulación de NO, que es sumamente tóxico para las bacterias y, finalmente, la reducción de óxido nitroso (N_2O) a N_2 que es catalizada por la enzima *óxido nitroso reductase* (Nos) localizada en el periplasma (Ecuación 4 y Figura 2).



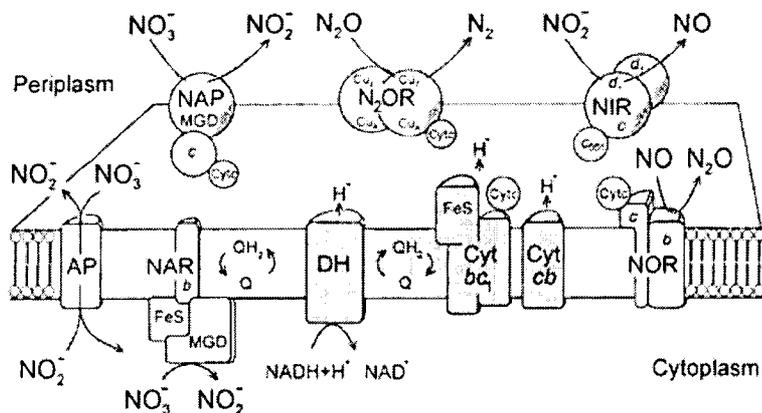
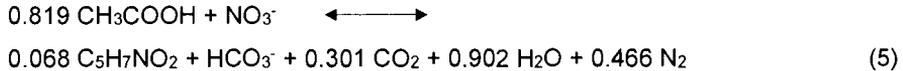


Figura 2. Enzimas involucradas en la transformación de nitrato (NO_3^-) a nitrógeno molecular (N_2) (Park y Yoo, 2009).

La desnitrificación heterótrofa la llevan a cabo bacterias como *Pseudomonas*, *Alcaligenes* y *Paracoccus* por mencionar algunas. La variedad de donantes de electrones puede ser muy amplia: metanol, acetato, glucosa, etanol, entre otros (Young-Ho, 2006; Puig, 2008 y Park y Yoo, 2009), aunque también puede cumplirse este proceso mediante la utilización de poli-hidroxitbutirato (PHB) como fuente de energía cuando alguna de éstas no está disponible (Qin y Lui, 2006).

Para que este proceso sea llevado satisfactoriamente es indispensable contar con una relación DQO/N- NO_3^- de 3.5 g DQO g/N- NO_3^- (Chiu y Chung, 2003) para asegurarse que todos los compuestos nitrogenados sean transformados hasta N_2 sin acumulación de intermediarios tales como N_2O y NO_2^- , puesto que la limitación de carbono da lugar a este tipo de compuestos y el exceso da lugar a la reducción desasimilatoria de NO_3^- a amoníaco (Rijn *et al.*, 2006 y Qin y Lui, 2006). La relación C/N estequiométrica para ácido acético se muestra en la Ecuación 5, en donde el ácido acético junto con el NO_3^- se reducirán para producir biomasa, bicarbonato, dióxido de carbono, agua y N_2 (Chiu y Chung, 2003).



Para evitar la competencia con otros heterótrofos se necesita una relación C/N teórica de 3.74, teniendo en cuenta que el donador de electrones es el acetato, para otros donadores es diferente la relación. Para tratar aguas específicas es necesario determinar esta relación mediante experimentación (Chiu y Chung, 2003).

La desnitrificación heterótrofa libera bicarbonato (HCO_3^-), lo cual, aumenta la alcalinidad en el medio, por cada mg N- NO_3^- reducido a N_2 se incrementará la alcalinidad en 3.57 mg como carbonato de calcio (CaCO_3), por tanto y como se muestra en la ecuación 6 el CH_3COOH y el NO_3^- , se reducen a CO_2 y N_2 , liberando HCO_3^- y formando agua (H_2O) (Rijn *et al.*, 2006; Dapena, 2007).



1.5.3. Nitrificación/Desnitrificación simultánea

Si bien los procesos de nitrificación y desnitrificación se llevan a cabo en condiciones ambientales distintas, es posible juntar ambos procesos en un sólo sistema. La nitrificación/desnitrificación simultánea es un proceso en donde se puede llevar a cabo la remoción conjunta de nutrientes incluidos la materia orgánica carbonada y nitrogenada en un mismo reactor, este proceso ocurre preferentemente en sistemas de biomasa flocular, gracias a los gradientes de concentración del oxígeno disuelto formado en los flóculos microbianos o biopelículas. Por lo que se tiene la hipótesis de que las bacterias nitrificantes (autótrofas) estarán ubicadas en la capa más externa de los gránulos, zona donde la concentración de oxígeno puede ser mayor, mientras que las bacterias desnitrificantes (heterótrofas) se encontrarán en sitios donde la concentración de oxígeno es limitada o nula, así las dos poblaciones forman consorcios simbióticos (Ciudad, 2007).

Debido a que estos procesos se llevan a cabo en condiciones completamente diferentes, hay que tener especial cuidado con algunos parámetros que puedan afectar el proceso como son:

Relación C/N

Se necesita una relación C/N mayor a 4 para obtener una desnitrificación adecuada, relaciones menores a 2.5 hacen el proceso inadecuado y se requiere una fuente externa de carbono, lo cual eleva los costos. Se tiene que tomar en cuenta que las bacterias heterótrofas se consideran más dominantes que las autótrofas, por tanto, la presencia excesiva de materia orgánica puede limitar la nitrificación debido a la competencia de estas poblaciones por el oxígeno disuelto.

pH

El efecto del pH sobre estos procesos es muy importante, puesto que para llevar a cabo la nitrificación se necesita un pH que oscile de 7.5 a 8.6, ya que a 6.8 disminuye significativamente la tasa de nitrificación; por otro lado, para la desnitrificación el pH debe de oscilar entre 7 y 8 aunque este proceso puede llevarse a cabo a pH próximos a 11, a niveles por encima de 7.3 el producto final es N_2 , pero si el pH está por debajo de este nivel el producto es N_2O (Ciudad, 2007).

Oxígeno

La presencia de oxígeno es otro factor importante para llevar a cabo eficientemente el proceso de nitrificación/desnitrificación, dado que estos procesos por separado se llevan a cabo en presencia y ausencia de este. La nitrificación requiere concentraciones superiores a 1 mg/L para garantizar la entrada del oxígeno a los flóculos; por otro lado, para el proceso desnitrificante la presencia de oxígeno puede llegar a suprimir el sistema enzimático (Ciudad, 2007; Rodríguez, 2011). Claros (2012) menciona que a concentraciones de 0.5 mg O_2 /L tanto la velocidad

nitrificante como la desnitrificante se mantienen iguales, permitiendo así que estos dos procesos se realicen en un sólo tanque.

Flóculos

Los flóculos son aglomerados de microorganismos constituidos principalmente por bacterias gram negativas como *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Corynebacterium*, *Comomonas*, *Brevibacterium*, *Acinetobacter*, *Bacillus spp.*, *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Vitreoscilla*, entre otras, aunque también pueden contener hongos, protozoarios y rotíferos. El tamaño de los flóculos varía entre $<1 \mu\text{m}$ a $>1000 \mu\text{m}$ esto dependiendo de las características del agua con que se alimenten los flóculos ya que ésta puede limitar o no el crecimiento de los microorganismos (Castañón, 2010).

La principal función de las bacterias dentro de los flóculos es oxidar compuestos orgánicos así como nutrientes y producir polisacáridos los cuales ayudarán a formar su estructura (Bitton, 2005; Castañón, 2010).

Las bacterias autótrofas suelen distribuirse en la periferia del flóculo en donde se encuentra la mayor concentración de oxígeno disuelto, por otro lado, las bacterias heterótrofas se encuentran en el interior de éste donde el oxígeno disuelto es bajo o nulo pudiéndose encontrar bacterias sulfato-reductoras y arqueas metanogénicas (Castañón, 2010). Sin embargo, se ha demostrado que a relaciones C/N mayores a 1.5 las bacterias heterótrofas predominarán en las capas externas mientras que las autótrofas son desplazadas hacia las capas internas (Ciudad, 2007).

Claros (2012) menciona que el tamaño de los flóculos en un sistema nitrificante/desnitrificante es relativamente grande ($> 125 \mu\text{m}$) esto es por la limitación del oxígeno disuelto; sin embargo, se pueden considerar dos niveles de estructura, 1) la microestructura, donde el flóculo es pequeño, compacto y esférico, son débiles y fácilmente afectados por la turbulencia del reactor, y 2) la

macroestructura en donde ésta es proporcionada por organismos filamentosos, que forman una red sobre la cual se fijan los flóculos, el tamaño es grande y son irregulares, son fuertes y resisten las turbulencias del reactor. Las bacterias filamentosas tienen baja o nula actividad como bacterias nitrificantes o desnitrificantes y no almacenan sustancias solubles. Dependiendo de la cantidad de bacterias filamentosas pueden distinguirse tres tipos de flóculos (Figura 3):

- a) Flóculos ideales: en donde la proporción de flóculos y bacterias filamentosas son iguales, formando un fango concentrado que sedimenta fácilmente y proporciona un sobrenadante limpio.
- b) Flóculos punta de alfiler: en estos prácticamente no existen bacterias filamentosas, sólo tienen microestructuras que no sedimentan correctamente originando un sobrenadante turbio.
- c) Bulking: en este tipo las bacterias filamentosas son las que predominan expandiéndose dentro y fuera del flóculo impidiendo una buena sedimentación y compactación de éstos (Balaguer, 2012).

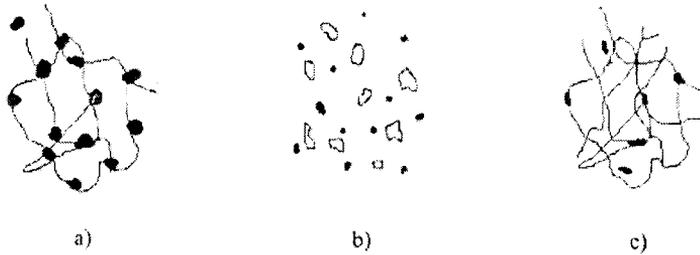


Figura 3. Tipo de formación de flóculos según la presencia de bacterias filamentosas (Balaguer, 2012).

1.6. Reactores Secuenciales Discontinuos SBR

Se sabe que el proceso de nitrificación/desnitrificación simultánea puede llevarse a cabo en reactores secuenciales SBR; éstos se utilizan para el tratamiento biológico de aguas residuales, son considerados como una buena alternativa para la eliminación de nutrientes puesto que brindan altas eficiencias de remoción de DBO, nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos en comparación a los procesos convencionales.

Este tipo de reactores tiene numerosas ventajas, por ejemplo debido a su forma de operación no se necesitan tanques de sedimentación secundarios ni sistemas de recirculación de lodos; puede tolerar variabilidad de carga y se adecuan a espacios reducidos (EPA, 2004 y Puig, 2008).

Los SBR utilizan un único tanque para todos los pasos que involucra el proceso de tratamiento por lodos activados como son: llenado, reacción, sedimentado y vaciado (Figura 4), éstos se operan bajo ciclos previamente programados dependiendo de las características del agua a tratar (Ciudad, 2007).

Una vez inoculado el reactor con los microorganismos, también conocidos como lodos o biomasa y que llevarán a cabo la depuración, se inicia la fase de llenado o alimentación, así el reactor recibe el agua residual (influyente), esta alimentación puede ser única o múltiple. El volumen de alimentación dependerá del tiempo de retención, del tipo de agua a tratar, así como de las características de ésta.

En la etapa de reacción se pueden alternar ciclos óxicos (con aireación) o anóxicos (sin aireación) para poder llevar a cabo la nitrificación/desnitrificación simultáneamente. Durante la etapa de reacción óxica la aireación al reactor puede ser difusa, flotante, mecánica o de chorro, en esta etapa se llevarán a cabo la oxidación de la materia orgánica así como la nitrificación. Por su parte, la etapa de reacción sin aireación dará lugar al proceso desnitrificante y a la absorción de fósforo (Puig, 2007), en esta etapa las bacterias nitrificantes consumirán el oxígeno remanente de la etapa de aireado, para dejar el reactor en condiciones anóxicas y favorecer una eficiente remoción. La etapa de reacción puede ser hasta el 50% o más del tiempo total del ciclo, dependiendo del agua a tratar (Al-Rekabi *et al.*, 2007).

En la etapa de sedimentado, los lodos se separan por decantación obteniéndose un líquido clarificado denominado efluente.

Finalmente en la etapa de drenado se extrae el efluente, este proceso puede tomar de un 5 a un 30% del total del tiempo del ciclo (Al-Rekabi *et al.*, 2007, Ciudad, 2007 y Puig, 2007).

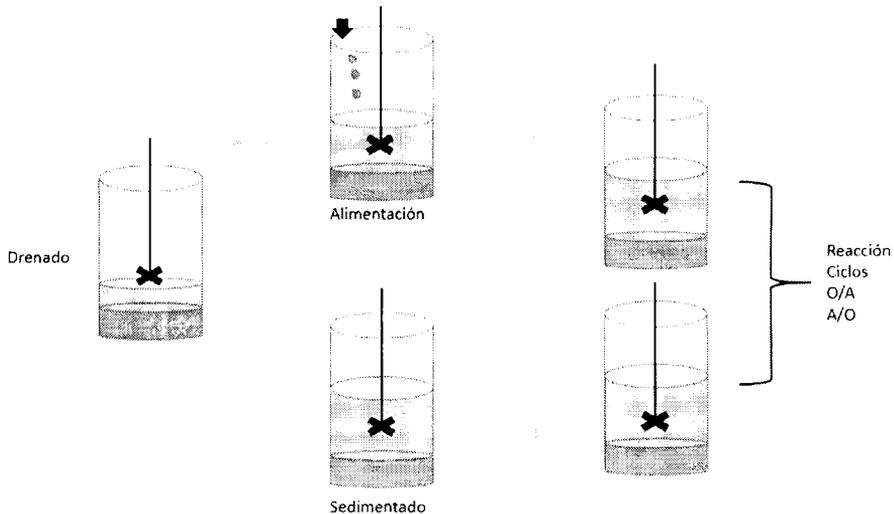


Figura 4. Etapas de operación del reactor SBR.

2. Antecedentes

Como se mencionó previamente las aguas residuales de los rastros traen consigo importantes cantidades de desechos que al ser vertidos sin un tratamiento impactan negativamente al ambiente, por tanto, es necesario el estudio de tratamientos que puedan resultar óptimos para alcanzar efluentes que cumplan con la normatividad vigente y contribuir en la prevención de la contaminación (Espinosa, 2011).

Espinosa (2011) reportó que las aguas de los mataderos y de las industrias cárnicas contienen altas cantidades de materia nitrogenada presente en forma de proteínas, que pueden ser degradadas hasta NH_4^+ por un proceso biológico llamado amonificación, en el cual una gran variedad de bacterias tanto aerobias como anaerobias hidrolizan la proteína hasta péptidos o aminoácidos y posteriormente por una desaminación oxidativa o reductiva se obtiene NH_4^+ :



Este producto final (NH_4^+) puede ser transformado a NO_3^- en la nitrificación y posteriormente reducirlo hasta N_2 en la desnitrificación.

Los reactores secuenciales discontinuos han sido empleados para la remoción conjunta de nutrientes tales como nitrógeno, fósforo y materia orgánica carbonada presentes en aguas residuales provenientes de rastro.

Al respecto Filali-Meknassi, *et al.* (2003) operaron un reactor SBR Anóxico/Óxico, para la eliminación conjunta de nitrógeno, materia orgánica y fósforo presentes en el agua residual de un matadero porcino; asimismo mediante el programa ASM2d buscaron la mejor estrategia para la eliminación de dichos compuestos y poder simular el tratamiento de las aguas. Las características del agua residual fueron de 2220 mg DQO_{Soluble}/L, 136 mg NH_4^+ /L y 87 mg PT/L, con estas concentraciones los resultados obtenidos experimentalmente se compararon con los del simulador, reportan que fue necesaria la adición de acetato para poder llevar a cabo el proceso desnitrificante, ya que sin esto, las concentraciones no disminuían de 4.95 mg N/L; también fue necesaria la adición de sales metálicas como cloruro férrico para reducir los niveles de fósforo. La eliminación de NH_4^+ en el simulador mostró eficiencias de remoción del 99.9%; por su parte en lo experimental obtuvieron valores del 93-100%, para la DQO el simulador mostró el 90% de eliminación mientras que experimentalmente obtuvieron eficiencias del 86-88%, concluyendo que el modelo ASM2d sirve para predecir eficazmente las eficiencias de remoción de DQO y NH_4^+ .

Con el fin de evaluar la remoción de nutrientes con aireado intermitente, Zhan *et al.* (2007) operaron un reactor secuencial discontinuo de biopelícula, bajo el ciclo Anóxico/Óxico, para tratar aguas residuales de un rastro. El agua residual fue recolectada de un tanque de acondicionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro local del oeste de Irlanda y fueron almacenadas a 4°C durante aproximadamente 10 a 20 días previos a su uso. Las características del agua fueron 1010 ± 150 mg SS/L, 3930 ± 148 mg DQO/L, 379 ± 44 mg NT/L y 23 ± 4 mg PT/L. El estudio tuvo una duración de 120 días y el reactor fue operado a una

carga orgánica promedio de 1018 kg DQO/m³d y una carga nitrogenada de 0.11 kg N/m³d. Durante el tiempo de operación se alcanzaron altas eficiencias de remoción de materia orgánica y nitrogenada así como de fósforo, 94, 92 y 95%, respectivamente. Concluyeron que dentro del reactor se llevó a cabo el proceso de nitrificación parcial/desnitrificación con el 66% de eliminación, ya que obtuvieron concentraciones de NO₃⁻ menores a 1 mg/L, lo cual quiere decir que no se llevó a cabo la oxidación total del NH₄⁺ hasta NO₃⁻, sino que la mayor parte quedó como NO₂⁻ y que el 32% del NT fue destinado para la síntesis de biomasa.

Por su parte, Li *et al.* (2008), operaron dos reactores SBR de 10 L (SBR1 y SBR2) operados a temperatura ambiente para la eliminación de nutrientes de agua residual de un rastro. El agua residual tenía concentraciones de 4000 mg DQO/L, 350 mg NT/L y 26 mg PT/L. Emplearon cuatro flujos de aireación intermitente; en el SBR1 fueron de 0.2 L aire/min durante 70 días, 0.4 L aire/min por 50 días y 1.2 L aire/min por 110 días. Con el aireado a 0.4 obtuvieron eficiencias de remoción de DQO y PT de 90%, sin embargo, para el NT obtuvieron eficiencias del 34%. En el reactor SBR2 cuando airearon a concentraciones de 0.8 y 1.2 L aire/min, obtuvieron concentraciones en el efluente para ambos de materia orgánica de 115 y 96 mg DQO/L, 19 y 19 mg NT/L y 0.7 y 0.6 mg PT/L respectivamente, obteniendo eficiencias de remoción de 97, 95 y 97%. Cuando los reactores fueron intermitentemente aireados a 0.8 y 1.2 L aire/min, observaron nitrificación parcial seguida de desnitrificación, a 0.8 L aire/min obtuvieron valores de oxidación total de NH₄⁺ del 80%, mientras que a 1.2 L aire/min obtuvieron variaciones en la oxidación de NH₄⁺ del 15 al 65%.

Para el tratamiento de aguas residuales porcinas, Sombatsompop *et al.* (2011) estudiaron un reactor secuencial discontinuo de lecho móvil y un reactor secuencial discontinuo convencional, ambos de 6 L de capacidad. Las características del agua residual fueron: 1500-2300 mg DBO₅/L, 4700-5900 mg DQO/L, 4000-8000 mg SS/L y 300-500 mg NTK/L y variaron la carga orgánica de 0.59-2.36 kg DQO/m³d. La eficiencia de remoción de la materia orgánica en ambos reactores fue del 60% a

una carga de 0.59 kg DQO/m³d, sin embargo a cargas de 1.18 a 2.36 kg DQO/m³d las eficiencias de remoción se incrementaron al 80%, el mismo comportamiento se observó para la DBO₅ 90% de remoción. Con lo que respecta al NTK las eficiencias de remoción más altas las obtuvieron en el SBR de lecho móvil (86-93%), mientras que el SBR convencional mostró eficiencias de 75-87% para todas las cargas orgánicas aplicadas. Ellos concluyeron que el reactor SBR de lecho móvil fue más eficiente en la eliminación de las altas concentraciones de nitrógeno y materia orgánica; por su lado, el reactor SBR convencional no tuvo un desempeño eficiente cuando se sometió a una carga orgánica elevada (2.36 kg/m³d).

Con el fin de encontrar mejores eficiencias de remoción Jia *et al.* (2012) estudiaron el efecto de la pre-fermentación de aguas de rastro, así como el efecto de la temperatura para la eliminación de nutrientes como DQO, N-NH₄⁺ y P-PO₄³⁻ en un reactor SBR de 3.5 L bajo condiciones de operación Anaerobias/Anóxicas/Óxicas. El objetivo del pretratamiento fue disminuir la concentración de grasas, aceites, DQO y aumentar los niveles de DQO fácilmente biodegradables hasta ácidos grasos volátiles (AGV's). Las concentraciones del agua residual cruda a tratar fueron: 1900-2480 mg DQO/L, 152-265 de AGV's expresadas en mg DQO/L, 186-215 mg NT/L, 102-126 mg N-NH₄⁺/L, 30-47 mg PT/L y 29-43 mg P-PO₄³⁻/L. Pre-fermentando la agua por un periodo de 10 días, lograron eficiencias de remoción de materia orgánica del 65%, duplicando la concentración de AGV's y formando aproximadamente 98 mg/L de N-NH₄⁺, en cuanto al PT y P-PO₄³⁻ el incremento fue menor con sólo 5 mg/L y 4 mg/L, respectivamente. Por otro lado, en el reactor SBR observaron que la temperatura adecuada para obtener las mejores eficiencias de remoción fue de 30 °C, obteniendo el 96% para DQO, 92% para N-NH₄⁺ y 91% P-PO₄³⁻.

2.1. Justificación

Los tratamientos biológicos son altamente eficaces para la depuración de aguas residuales. Dentro de ellos el ciclo del nitrógeno, permite el acoplamiento de la nitrificación y desnitrificación para la remoción conjunta de materia orgánica y nitrogenada. Los reactores SBR brindan la oportunidad de alternar ciclos en los cuales se puede llevar a cabo la nitrificación/desnitrificación simultánea, la cual es útil para la eliminación de compuestos carbonados y nitrogenados, optimizando costos de operación, ahorrando espacio y brindando altas eficiencias de remoción de dichos compuestos; tomando en cuenta los escasos estudios que se tienen para dichas aguas se formuló la siguiente hipótesis.

2.2. Hipótesis

Un reactor biológico operado en condiciones Óxicas/Anóxicas (nitrificación/desnitrificación), Anóxicas/Óxicas (desnitrificación/nitrificación), mejorará las eficiencias de remoción de amonio y materia orgánica de aguas residuales de rastro.

3. Objetivo General

Disminuir la carga nitrogenada y carbonada presente en aguas residuales de rastro, por medio de un tratamiento biológico Nitrificante/Desnitrificante y Desnitrificante/Nitrificante, empleando agua residual pre-tratada (fermentación anaerobia).

3.1. Objetivos específicos

- Determinar la composición físico-química del agua residual de un rastro municipal.
- Evaluar un proceso de pre-fermentación de proteínas para su conversión en amonio.
- Evaluar el desempeño de un tratamiento biológico Óxico/Anóxico (nitrificante/desnitrificante) para la eliminación de amonio y materia orgánica de agua pre-fermentada.
- Evaluar el desempeño de un tratamiento biológico Anóxico/Óxico (nitrificante/desnitrificante) para la eliminación de amonio y materia orgánica de agua pre-fermentada.
- En un SBR continuo operado bajo condiciones Óxicas/Anóxicas determinar la capacidad de eliminación de amonio y materia orgánica de agua pre-fermentada.
- En un SBR continuo operado bajo condiciones Anóxicas/Óxicas determinar la capacidad de eliminación de amonio y materia orgánica de agua pre-fermentada.

4. Metodología

La metodología utilizada en este proyecto de investigación se describe a continuación.

4.1 Sitio de muestreo

En el rastro municipal de donde se colectó el agua empleada en este estudio se sacrifican entre 400 y 800 porcinos y de 24 a 32 bovinos mensualmente; en dicho lugar se lleva a cabo la separación de excretas y vísceras tanto porcinas como bovinas y la mayor parte de la sangre porcina es recolectada.

El agua residual generada en dicho lugar proviene principalmente de las actividades de faenado de los animales, seguido de operaciones de limpieza y finalmente de la generación de aguas negras, todas éstas se mezclan en el sistema de drenaje interno y son vertidas al alcantarillado sin tratamiento alguno.

4.2. Caracterización del agua residual

El agua residual de rastro se colectó en el mes de Agosto del 2014 y en los meses de Febrero y Agosto del 2015.

Del sistema de drenaje interno del rastro, fueron colectados aproximadamente 600 mL de agua en cada proceso de faenado como: degüelle, escaldado, evisceración y lavado en general, esto durante 2 horas hasta completar 20 L aproximadamente; el agua fue filtrada *in situ* con un tamiz a una luz de malla de 5 mm y fue almacenada a una temperatura de 4 °C durante su traslado.

En laboratorio se analizó pH, (NH₄⁺), nitrógeno total (NT), proteína total (P_{total}) y soluble (P_{soluble}), demanda biológica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_{total} y DQO_{soluble}), carbono orgánico total (COT), grasas

y aceites (G y A), fósforo total (PT), ortofosfatos (PO_4^{3-}), sólidos totales, fijos y volátiles (ST, SF, SV), sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles (SST, SSF, SSV) y sólidos sedimentables (Ssed).

4.3. Pre-fermentación del agua residual de rastro

Con el objetivo de promover la degradación de proteínas presentes en el agua residual y obtener la mayor cantidad de nitrógeno de amonio (N-NH_4^+), se llevó a cabo una pre-fermentación.

Para ello, utilizando el agua residual del primer muestreo se procedió a la evaluación de dos tratamientos, uno con inóculo anaerobio (20 mL) y 380 mL de agua, y otro sin inóculo (400 mL de agua), sólo con las bacterias presentes en el agua residual. Los ensayos se realizaron por triplicado y se incubaron a 30 °C.

Para el ensayo con inóculo se utilizó biomasa anaerobia proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UAM-I, con un contenido de 28.6 g SSV/L y una actividad metanogénica específica de 7.7 mL $\text{CH}_4/\text{g SSV} \cdot \text{h}$.

Los ensayos se llevaron a cabo por triplicado en matraces Erlenmeyer de 500 mL de capacidad, con un volumen útil de 400 mL. Se cuantificó la proteína soluble hidrolizada, así como la formación de N-NH_4^+ y la degradación de materia orgánica en tres tiempos de pre-fermentación: 5, 7 y 10 días.

Los resultados obtenidos de la pre-fermentación, mostraron que el ensayo a 7 días y con inóculo fue donde se registró la mayor hidrólisis de proteína, de tal manera que se realizó una segunda pre-fermentación bajo estas condiciones, para construir perfiles de consumo de proteína y producción de N-NH_4^+ .

Este ensayo se escaló a un volumen útil de 1L, se utilizaron 40 mL de inóculo y 760 mL de agua de rastro del segundo muestreo. El experimento se realizó por triplicado y a diario se analizaron la DQO_{soluble}, P_{soluble} y N-NH₄⁺.

Cálculos

Para obtener la eficiencia de hidrólisis de la P_{soluble}, así como la eficiencia de remoción de la DQO_{soluble} se utilizaron las ecuaciones 7 y 8.

Ecuación (7)

$$Ef. \text{ Hidrólisis de proteína (\%)} = \frac{\text{proteína inicial } \left(\frac{mg}{L}\right) - \text{proteína final } \left(\frac{mg}{L}\right)}{\text{proteína inicial } \left(\frac{mg}{L}\right)} \times 100$$

Ecuación (8)

$$Ef. \text{ Remoción DQO (\%)} = \frac{DQO \text{ inicial } \left(\frac{mg}{L}\right) - DQO \text{ final } \left(\frac{mg}{L}\right)}{DQO \text{ inicial } \left(\frac{mg}{L}\right)} \times 100$$

4.4. Operación del reactor biológico

Se operó un reactor SBR, con 1.5 L de capacidad y un volumen útil de 1 L (Figura 5), éste fue inoculado con biomasa nitrificante y biomasa desnitrificante, las cuales fueron enriquecidas previamente con medio mineral y sustratos adecuados para ello (Anexo I).

El reactor contó con dos bombas peristálticas, una utilizada para la alimentación del reactor (Influente) que consistió de 250 mL de agua residual de rastro pre-fermentada y la otra bomba fue utilizada para el drenado, en donde se extrajo la

misma cantidad de líquido ya tratado (Efluente), la agitación fue mecánica (agitador de paleta), y el oxígeno se suministró por medio de una bomba de pecera a un caudal de 0.5 mL/min.

Se evaluaron dos modos de operación en el reactor. El primero fue un ciclo Óxico/Anóxico (O/A) en donde la alimentación y aireación constaron de 210 minutos, esta etapa correspondió al proceso nitrificante, posteriormente, el reactor se agitó durante 120 minutos, etapa en la que se llevó a cabo la desnitrificación; posteriormente, el reactor pasó a una etapa de sedimentación de la biomasa la cual perduró por 20 minutos, finalmente se realizó el drenado que duró 10 minutos (Tabla 3). El reactor operó a un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 1 día dividido en 4 ciclos de 6 horas cada uno, y se operó en estas condiciones durante 104 días.

Tabla 3. Ciclo de operación Óxico/Anóxico del SBR.

Alimentación, Agitación y Aireación	210'		
Agitación		120'	
Sedimentación			20'
Drenado			10'

En el segundo modo de operación, el ciclo en el reactor se invirtió a Anóxico/Óxico (A/O). Este operó por 120 minutos con alimentación y agitación (desnitrificación), posteriormente, se mantuvo en agitación y aireación por 210 minutos (nitrificación), seguido de 20 minutos de sedimentación y 10 minutos de drenado (Tabla 4).

Tabla 4. Ciclo de operación Anóxico/Óxico del SBR.

Alimentación y Agitación	210'		
Agitación y Aireación		120'	
Sedimentación			20'
Drenado			10'

En ambos modos de operación del reactor, tanto en el influente como el efluente, se analizaron tres veces por semana los siguientes parámetros; pH, NH_4^+ , $\text{P}_{\text{soluble}}$, $\text{DQO}_{\text{soluble}}$, NO_2^- y NO_3^- .

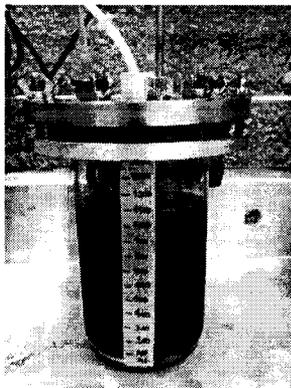


Figura 5. Reactor SBR.

4.5 Cinéticas de biodegradabilidad del agua pre-fermentada

Para comprobar la biodegradabilidad del agua pre-fermentada se procedió a realizar una cinética en el reactor SBR evaluando todo un ciclo de operación (6 horas). Se siguió el consumo de NH_4^+ y materia orgánica, la formación de especies nitrogenadas y la hidrólisis de proteína.

El agua pre-fermentada se diluyó con agua destilada hasta obtener una concentración inicial de 84.6 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$, 13.7 $\text{N-NO}_2^-/\text{L}$, 12.9 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$, 576.4 mg DQO/L y 35 mg/L de proteína soluble, esto correspondió a una relación C/N de 6.8.

Cálculos

Para obtener los valores de la eficiencia de remoción de NT se utilizaron las ecuaciones 7, 8, 9 y 10.

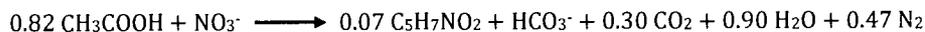
Ecuación (9)

Ef. Remoción NT (%)

$$= \frac{\left(N - \text{NH}_4^+ \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_2^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \text{influyente} \right) - \left(N - \text{NH}_4^+ \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_2^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \text{efluente} \right)}{\left(N - \text{NH}_4^+ \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_2^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) + N - \text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \text{influyente} \right)} \times 100$$

Para la desnitrificación se realizó un balance de electrones a partir de la estequiometría de la ecuación 10.

Ecuación (10)



4.6. Técnicas analíticas

Las técnicas analíticas para el desarrollo de esta investigación fueron:

Amonio (NH_4^+)

La determinación de NH_4^+ se realizó por el método del fenato, (APHA-AWWA-WEF, 2005), que se basa en la reacción del hipoclorito de sodio en presencia de fenol, formando una monocloramina. El nitroprusiato de sodio cataliza esta reacción transformando la monocloramina en un compuesto de azul de indofenol, a un pH de 9.6, el cual tiene su máxima absorbancia a una longitud de onda de 640 nm (Anexo II).

Nitritos (NO_2^-) y Nitratos (NO_3^-)

La determinación de NO_2^- y NO_3^- fue realizada por cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC). El HPLC se utiliza cuando la mayoría de los compuestos no son volátiles. El analito es transportado por una fase móvil a través de una columna empaquetada con un soporte en forma de esferas de 3 a 5 μm . Para el análisis de estos dos compuestos el modo de separación es por intercambio iónico, en donde la fase estacionaria está formada de aniones; por su parte, la fase móvil está formada con iones de carga opuesta que serán atraídos por la fase estacionaria por fuerzas electroestáticas y así, los compuestos que tienen una mayor interacción entre fases son los que eluyen en un mayor tiempo y los que no tienen esta interacción son los primeros en eluir de la columna (Castilla-Hernández y Trejo-Aguilar, 2010; Harris, 2001) (Anexo II).

Nitrógeno total (NT)

La determinación del NT se llevó a cabo por el método de Hach 10072, que se basa en una digestión alcalina de persulfato, que convierte todas las especies nitrogenadas en NO_3^- . Después de la digestión se añade metabisulfito de sodio para eliminar interferencias por óxidos de halógeno. Posteriormente, el NO_3^- formado reacciona con ácido cromotrópico en condiciones fuertemente ácidas para dar lugar a un complejo de color amarillo con longitud de máxima absorbancia a 410 nm (Hach, 2014) (Anexo II).

Proteína total (P_{Total})

Para la determinación de la proteína total, se utilizó el método de Biuret (Gornall, *et al.*, 1948), en el que una solución de hidróxido de sodio (NaOH) con sulfato cúprico (CuSO_4) y tartrato de sodio potasio ($\text{KNaC}_4\text{O}_6 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$) forman un color violeta en las muestras, esto debido a la formación de un complejo entre los iones Cu^{2+} y los

pares de electrones no compartidos del nitrógeno, que forman parte de los enlaces peptídicos. Este es medido a una longitud de onda de 540 nm (Anexo II).

Proteína soluble (P_{Soluble})

La proteína soluble se cuantificó por medio del método de Lowry (García y Vázquez, 1998), en el cual los iones Cu^{2+} se unen a las proteínas y forman complejos con los átomos de nitrógeno de los enlaces peptídicos; posteriormente, al adicionar el reactivo Folin-Ciocalteu, en el cual el principal componente es el ácido fosfomolibdotúngstico, se da la reducción de los grupos fenólicos de los residuos de las proteínas, principalmente de la tirosina, formando así un complejo color azul intenso, el cual se determina a una longitud de onda de 660 nm (Anexo II).

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO se define como la cantidad de materia orgánica que se oxidada químicamente. Para su análisis se empleó la técnica por reflujo cerrado de acuerdo al método 5220C (APHA-AWWA-WEF, 2005). En éste el dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) oxida la materia orgánica en presencia de una solución fuertemente ácida (H_2SO_4) y empleando sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador. La adición de sulfato de mercurio (HgSO_4) evita la interferencia por cloruros. La materia orgánica se digiere a una temperatura de 150 °C lo que se traducirá en una reducción del cromo hexavalente (VI) a trivalente (III) que se determina a 620 nm (Anexo II).

Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)

La DBO₅ es la estimación de la materia orgánica consumida por organismos aerobios; esta técnica se basa en medir la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica durante un periodo de 5 días, la técnica fue llevada a cabo de acuerdo a la NMX-AA-028-SCFI-2001 (Anexo II).

Carbono orgánico total (COT)

El COT es la concentración de carbono unido a compuestos orgánicos, éste se determinó por el método 10129 de Hach (Hach, 2014), en el que la muestra se burbujea bajo condiciones ácidas para eliminar el carbono inorgánico. El carbono orgánico es digerido con persulfato de sodio y ácido fosfórico para formar dióxido de carbono (CO₂). Durante la digestión, el dióxido de carbono se transforma en ácido carbónico que en presencia de un indicador ácido base, indica el término de la reacción. Se mide la absorbancia a 598 nm por espectrofotometría (Anexo II).

Ortofosfatos (PO₄³⁻)

Para el análisis de PO₄³⁻ se empleó el método del ácido ascórbico (APHA-AWWA-WEF, 2005). Se basa en la reacción de éstos con molibdato de amonio en presencia de un agente reductor (ácido ascórbico), lo que forma un complejo amarillo de ácido fosfomolibdico, a esto se le agrega un catalizador (tartrato antimonil potásico) que forma un color azul de molibdeno, que se determina a una longitud de onda de 880 nm (Anexo II).

Fósforo total (PT)

Debido a que los fosfatos en el agua se presentan como compuestos inorgánicos solubles, polifosfatos y diversos compuestos orgánicos, para hacer la determinación de PT se tiene que hacer una hidrólisis de los fosfatos condensados así como la oxidación de los fosfatos orgánicos. Esto se realiza mediante la digestión de la muestra utilizando persulfato de amonio o de potasio. Posteriormente el procedimiento es el mismo que para PO₄³⁻ (APHA-AWWA-WEF, 2005) (Anexo II).

Grasas y aceites (G y A)

El análisis de grasas y aceites incluye a los ácidos grasos de origen animal y vegetal, jabones, ceras, así como hidrocarburos, entre otros. La muestra acuosa acidificada es filtrada en tierra de diatomeas, las cuales capturan la grasa presente en la muestra; a este filtro se le recircula un solvente como hexano o éter de petróleo por un periodo de 4 horas y finalmente se estima la concentración de grasas por gravimetría, como se establece en la NMX-AA-005-SCFI-2000 (Anexo II).

Sólidos

La determinación de sólidos se llevó a cabo por el método gravimétrico (método 2540) en el cual los sólidos totales (ST) se definen como el contenido de toda la materia que permanece remanente después de ser sometida a evaporación en un rango de 103 a 105 °C. Dentro de los ST se encuentran los SF y SV, que pertenecen a la parte mineral y orgánica, respectivamente, los cuales se determinan por calcinación de la muestra a 550° (APHA-WWA-WEF, 2005).

Los sólidos suspendidos totales (SST), son aquellos que consisten en el material coloidal, con un tamaño de 0.001 a 1 μm . Estos sólidos consisten en ambas moléculas e iones tanto orgánicos como inorgánicos, conocidos como sólidos suspendidos volátiles (SSV), como inorgánicos o sólidos suspendidos fijos (SSF) presentes en el agua.

Los sólidos sedimentables (Ssed) son aquellos que como su nombre lo dice, sedimentarán por acción de la gravedad (Anexo II).

4.7. Análisis estadístico

Para las técnicas espectrofotométricas y cromatográficas se empleó el análisis de regresión lineal simple; para la selección del tratamiento de pre-fermentación del agua residual se utilizó un análisis de prueba de jerarquía signada de Wilcoxon y para comparar los tiempos de pre-fermentación un análisis unilateral de la varianza por jerarquías de Kruskal-Wallis (Daniel, 2013). El programa utilizado para el análisis estadístico fue JMP 8.0.

5. Resultados y Discusión

5.1. Caracterización del agua residual de rastro

En la primera etapa de este trabajo de investigación se llevaron a cabo tres muestreos de agua residual de rastro y se caracterizaron de acuerdo a los parámetros descritos en materiales y métodos. La Tabla 5 muestra los resultados obtenidos.

Las concentraciones de G y A, SST, DBO₅, NT y PT, encontradas en el agua residual de rastro en este estudio superan por mucho a lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996, donde se reportan las concentraciones promedio mensual para descarga de contaminantes a embalses naturales y artificiales que serán usados para riego agrícola, 15, 150, 150, 40 y 20 mg/L, respectivamente. Los resultados obtenidos en este trabajo también son superiores a los reportados por Reyes (2009) quien caracterizó el agua de un rastro municipal de Cuernavaca encontrando valores de DBO₅ de 1820 mg/L, G y A de 83.3 mg/L, PT de 50.76 mg/L, SST de 910 mg/L y SSV de 853 mg/L; la variación en las concentraciones puede deberse al tipo y cantidad de animales sacrificados, y a las normas del rastro para la recuperación de sangre, excretas, sólidos, entre otros.

Por otro lado, en cuanto a la DQO las concentraciones oscilaron entre 3637-7875 mg DQO_{Total}/L y 2250-5569 mg DQO_{Soluble}/L. Estos resultados fueron similares a los reportados por Cassidy y Belia (2005), quienes caracterizaron un agua residual de una planta de procesamiento de carne bovina, tomada después de eliminar los sólidos a través de la unidad de flotación por aire disuelto, y a los reportados por Sindhu (2012) para un agua de un matadero municipal de ganado bovino colectada del tanque de sedimentación. Cabe destacar que entre el 61.8 y 79.6% de la DQO_{Total} correspondió a materia orgánica soluble de fácil degradación.

En este estudio, las concentraciones de PT obtenidas oscilaron entre 77-100 mg/L, a diferencia de los parámetros anteriores éstos fueron menores a los reportados por Cassidy y Belia (2005) y Sindhu (2012), esto puede deberse a que ambos trabajaron con agua residual de mataderos de ganado bovino, en donde la concentración de sangre, carne y desechos es mayor a la de los mataderos de ganado porcino o bien mataderos mixtos, esto aunado a que ambos investigadores recolectaron el agua después de un pre-tratamiento (Unidad de flotación por aire disuelto) y/o después de un sedimentador, respectivamente.

Para el primer y segundo muestreo se obtuvieron relaciones DBO₅/DQO de 0.55 y 0.59 respectivamente, con lo que respecta al tercer muestreo la relación fue de 0.28, estos valores indican que son aguas altamente biodegradables y las cuales pueden ser sometidas a tratamientos biológicos (Trujillo *et al.*, 2006).

El pH de los tres lotes muestreados fue de 6.73, 7.0 y 7.06 respectivamente, estos datos entran de lo reportado por Seif y Moursy, (2001) y Sombatsompop *et al.*, (2010) quienes encontraron en aguas residuales de rastro un pH de 6.8 y de 7.5 a 8.5.

Tabla 5. Caracterización del agua residual de rastro en tres diferentes épocas de sacrificio.

Parámetro (mg/L)	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
N-NH₄⁺	47 ± 4.2	41 ± 1.3	127 ± 1.8
NT	610	700	ND
P_{Total}	5827 ± 0.2	4260 ± 0.03	9528 ± 0.03
P_{Soluble}	4102 ± 69.5	1573 ± 254.1	1000 ± 14.7
DQO_{Total}	7875 ± 265.2	3637	6380 ± 88.4
DQO_{Soluble}	5569 ± 26.5	2250 ± 106.1	5080 ± 53
COT	772	1419	2170
DBO₅	4369 ± 998	2169 ± 252	1764 ± 181
G y A	317	356 ± 0.1	520 ± 0.01
ST	9370 ± 3.5	3740 ± 0.01	6220 ± 0.1
SF	3390 ± 3.5	810 ± 0.03	860 ± 0.02
SV	5980 ± 0.01	2930 ± 0.01	5360 ± 0.04
SST	2050 ± 0.1	1840 ± 1.6	1690 ± 0.04
SSF	180	790 ± 0.96	170 ± 0.04
SSV	1870 ± 0.03	1050 ± 0.06	1520 ± 0.1
Ssed*	37	13	31
PT	98 ± 1.9	77 ± 0.5	100 ± 3.9
PO₄³⁻	81 ± 8.5	49 ± 10.6	52 ± 0.4
pH**	6.73	7.0	7.06

* Ssed (mg/mL), ** pH (sin unidad) ND= No Determinado.

5.2 Pre-fermentación del agua residual de rastro

Tomando en cuenta que el contenido de proteínas en el agua residual fue elevado, se procedió a pre-fermentar durante 10 días el agua residual de rastro del segundo muestreo con el fin de poder convertir la mayor parte de la proteína en NH_4^+ .

Se realizaron pre-fermentaciones con inóculo anaerobio y sin inóculo, se llevaron a cabo muestreos a los 5, 7 y 10 días de pre-fermentación.

Se puede observar que durante la pre-fermentación se promovió la degradación de materia orgánica, hidrólisis de proteínas presentes en el agua, así como la formación de NH_4^+ en ambos ensayos (Figura 6).

Los resultados obtenidos de la pre-fermentación se resumen en la Tabla 6. Como se puede apreciar, el tratamiento con inóculo fue el que presentó la mayor hidrólisis de $\text{P}_{\text{Soluble}}$, degradación de la materia orgánica y la formación de N-NH_4^+ en todos los tiempos ensayados. Asimismo se aprecia que a los 7 días de fermentación se alcanzó la máxima hidrólisis de proteínas, formación de N-NH_4^+ y degradación de materia orgánica.

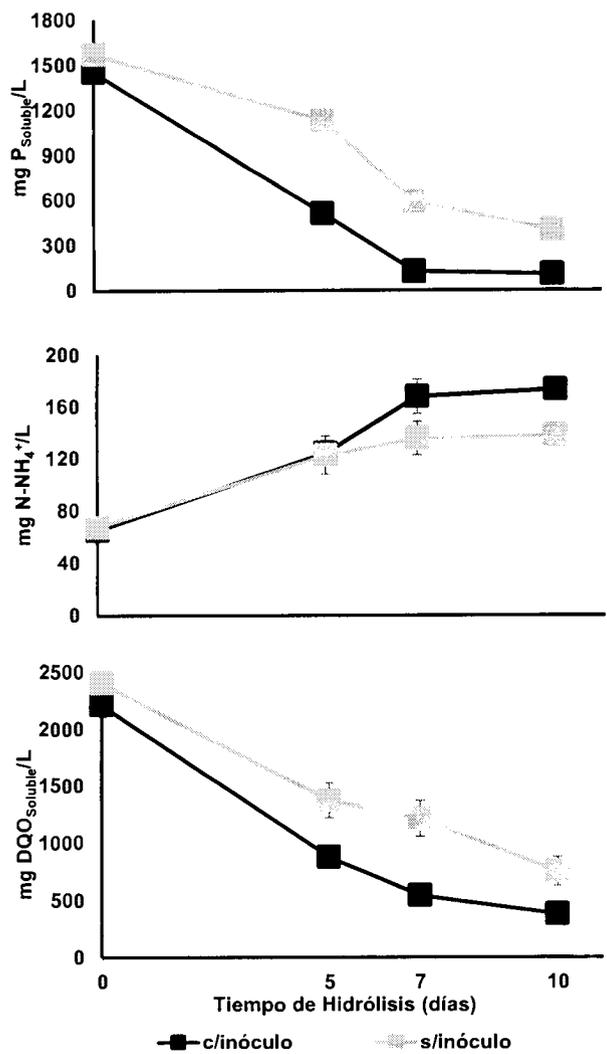


Figura 6. Perfil cinético de la pre-fermentación del agua de rastro.

Tabla 6. Pre-fermentación del agua residual de rastro.

Compuesto	Tratamiento	T 0	T 5	T 7	T 10
N-NH ₄ ⁺	c/inóculo	65 ± 6	124 ± 6	167 ± 13	173 ± 5
	s/inóculo	67 ± 3	122 ± 15	135 ± 13	138 ± 9
P _{Soluble}	c/inóculo	1451 ± 32	508 ± 24	124 ± 4	105 ± 10
	s/inóculo	1571 ± 32	1128 ± 41	587 ± 24	397 ± 20
DQO _{Soluble}	c/inóculo	2213 ± 104	873 ± 76	538 ± 20	376 ± 17
	s/inóculo	2406 ± 30	1369 ± 152	1209 ± 158	746 ± 127

En la Tabla 7 se muestran las eficiencias de conversión a N-NH₄⁺ y remoción de DQO_{Soluble}, se observa que el tratamiento donde se obtuvo la mayor conversión de N-NH₄⁺ fue en el tratamiento con inóculo a 10 días de pre-fermentación (62%), sin embargo, no hubo diferencia con respecto a los 7 días de pre-fermentación. Las eficiencias de remoción de la materia orgánica fueron del 83% y 76% para los mismos tiempos de pre-fermentación. Con lo que respecta al tratamiento sin inóculo, las eficiencias de conversión de N-NH₄⁺ más altas así como las eficiencias de remoción de DQO_{Soluble} fueron a los 10 días con 51 % y 69 % respectivamente. Mace y Mata-Álvarez (2002) mencionan que en el pre-tratamiento se genera una alta cantidad de metano y dióxido de carbono, pero que es muy importante no remover toda la materia orgánica en el pre-tratamiento anaerobio, esto con el fin de tener la cantidad suficiente enriquecida en el proceso biológico (desnitrificación) para la eliminación de nutrientes.

El tratamiento sin inóculo fue el que presentó menores eficiencias tanto de conversión a NH₄⁺ como de eliminación de DQO; Jia *et al.*, (2012) reportaron que después de 7 días de pre-fermentar el agua de un rastro, sin inóculo, y manteniendo una temperatura de 30 °C, lograron eficiencias de remoción de materia orgánica del 65%, formando 98 mg N-NH₄⁺/L.

Tabla 7. Eficiencias de conversión a N-NH_4^+ y eficiencias de remoción de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ en la pre-fermentación del agua.

Eficiencias (%)	Tratamiento	T 5	T 7	T 10
Conversión a N-NH_4^+	c/inóculo	48	61	62
	s/inóculo	45	50	51
Remoción $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$	c/inóculo	61	76	83
	s/inóculo	43	50	69

Tomando como variable respuesta la formación de NH_4^+ , los resultados del análisis estadístico de Wilcoxon para los tratamientos con y sin inóculo no mostró diferencias significativas ($p = 0.2481$), mientras que el análisis de Kruskal-Wallis mostró que si existían diferencias significativas para todos los tiempos (5, 7 y 10) con una $p = 0.0006$.

En base a este análisis se seleccionó el tratamiento con inóculo y 7 días de pre-fermentación para realizar una nueva pre-fermentación con la finalidad de seguir con mayor detalle los perfiles de consumo y formación.

Como se aprecia en la Figura 7, la concentración inicial de $\text{P}_{\text{Soluble}}$ en esta pre-fermentación fue de 884 mg/L la cual fue hidrolizada a una velocidad de 0.01 mg/d, resultando en una actividad específica de 0.35 mg/gSV·d quedando 194 mg/L de proteína residual. A partir de esta hidrólisis, se formaron 139 mg N-NH_4^+ /L a una velocidad de 0.03 mg/d, con una actividad específica de 1.61 mg N-NH_4^+ /gSV·d; esto corresponde a una eficiencia de conversión a N-NH_4^+ del 73%. En lo que respecta a la materia orgánica, la pre-fermentación se inició con una concentración de 2304 mg $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ /L quedando al final del ensayo un residual de 1086 mg $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ /L, teniendo una eficiencia de remoción del 53% que fue inferior a la obtenida en la primera pre-fermentación.

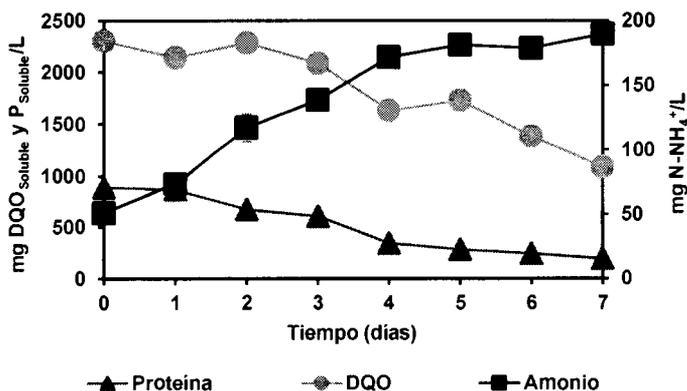


Figura 7. Perfil de formación de $N-NH_4^+$, hidrólisis de $P_{Soluble}$ y degradación de $DQO_{Soluble}$ durante 7 días de pre-fermentación.

Corroborando que a 7 días y con inóculo metanogénico se logra una buena hidrólisis de proteínas, éste fue el tratamiento que se ocupó para pre-fermentar el agua residual de rastro, la cual fue utilizada para alimentar el reactor SBR. Como se puede apreciar en la Tabla 8, los tres lotes pre-fermentados tuvieron buenas eficiencias de conversión a $N-NH_4^+$, reduciendo en gran medida la cantidad de $P_{Soluble}$.

Las eficiencias en la hidrólisis de proteínas así como en la degradación de DQO fueron muy variables entre los lotes, debido principalmente al número y tipo de animales sacrificados. Está demostrado que durante la fermentación las bacterias acidogénicas hidrolizan rápidamente las proteínas y los lípidos presentes en el agua, transformándolos en ácidos grasos volátiles (AGV's) y ácidos grasos de cadena larga (LCFAs), por su parte el NH_4^+ formado proviene de la fermentación de los aminoácidos, sin embargo, los LCFA son los principales causantes de la inhibición de las bacterias metanogénicas y acetogénicas, debido a la rápida adsorción de estos compuestos en los flóculos lo cual lleva a la acumulación de una capa lipídica alrededor de estos impidiendo la buena transferencia del líquido y

como consecuencia bajas eficiencias de remoción de materia orgánica e hidrólisis de proteínas (Moskowitz, 2012; Shindu, 2012).

Tabla 8. Comparación de la primera, segunda y tercera Pre-fermentación a 7 días y con inóculo metanogénico.

Tiempo	P _{Soluble} (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	DQO _{Soluble} (mg/L)	Hidrólisis de P _{Soluble} (%)	Conversión a N-NH ₄ ⁺ (%)	Remoción DQO _{Soluble} (%)
Primera Pre-fermentación (Lote 1)						
Inicial	1451	65	2213	91	61	76
Final	124	167	587			
Segunda Pre-fermentación (Lote 2)						
Inicial	884	51	2304	78	73	53
Final	194	190	1086			
Tercera Pre-fermentación (Lote 3)						
Inicial	1115	186	7943	60	74	49
Final	449	703	4070			

5.3 Cinéticas de biodegradabilidad del agua pre-fermentada

Elegido el tratamiento adecuado y con el agua pre-fermentada, se procedió a realizar dos cinéticas O/A y A/O, con el fin de comprobar bajo qué condiciones se lleva a cabo mejor la biodegradabilidad de ésta. Los perfiles de las cinéticas se muestran en las Figuras 8 y 9.

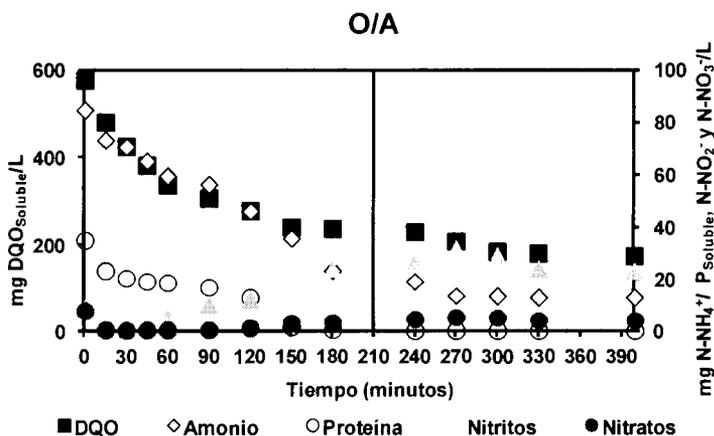


Figura 8. Cinética agua pre-fermentada (O/A).

En la cinética de biodegradabilidad del agua pre-fermentada bajo condiciones óxicas/anóxicas (Figura 8) se observa que la concentración inicial de N-NH_4^+ fue de $85 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$ el cual fue oxidado en la etapa nitrificante a una velocidad $0.31 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{min}$ correspondiendo a una actividad específica de $0.102 \text{ g N-NH}_4^+/\text{gSV}\cdot\text{d}$, empezando a generar N-NO_2^- en el minuto 30 y N-NO_3^- hasta el minuto 120, $48 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{L}$ y $8 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$ respectivamente, al final de la etapa desnitrificante. La cantidad de N-NH_4^+ oxidado fue de 60 mg/L , el cual se recupera principalmente en forma de NO_2^- y trazas de NO_3^- , la suma de estas dos especies nitrogenadas expresadas como nitrógeno, no fueron equivalentes al N-NH_4^+ oxidado. Lo cual indica que la nitrificación no se llevó a cabo eficientemente.

En cuanto a la materia orgánica, esta fue oxidada principalmente en la etapa nitrificante a una velocidad de $1.70 \text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/\text{min}$, con una actividad específica de $0.57 \text{ g DQO}_{\text{soluble}}/\text{gSV}\cdot\text{d}$, quedado al final de esta etapa $236 \text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/\text{L}$. Durante la etapa desnitrificante parte de la materia orgánica residual fue consumida quedado al final $174 \text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/\text{L}$, asimismo se observa una ligera disminución del contenido de NO_2^- y NO_3^- a $35 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{L}$ y $6 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$ respectivamente, sin embargo, haciendo el balance de electrones para la etapa desnitrificante, se

puede apreciar que los meq e⁻ donados por la materia orgánica fueron 6.88, mientras que los meq e⁻ aceptados por el NO₃⁻ solo fueron de 0.19 (NO₃⁻ a N₂), lo cual indica que la oxidación de la materia orgánica no se llevó a cabo por desnitrificación.

Con lo que respecta a la P_{Soluble}, ésta fue eliminada en su totalidad durante la etapa nitrificante a una velocidad de 0.14 mg P_{Soluble}/min y una actividad específica de 0.04 g P_{Soluble}/gSV·d. La proteína pudo haber sido hidrolizada hasta N-NH₄⁺ y éste ser oxidado a su vez en NO₂⁻ o NO₃⁻, o bien, ésta se quedó en forma de aminoácidos o algunos péptidos. Con esta cinética se alcanzaron eficiencias de remoción del 50% para NT, 70 % para DQO_{Soluble} y del 100% para P_{Soluble}.

La cinética del agua pre-fermentada bajo condiciones Anóxicas/Óxicas se muestra en la figura 9. Bajo estas condiciones, en la etapa anóxica se observa que hubo un consumo de N-NH₄⁺ a una velocidad de 0.27 mg N-NH₄⁺/min con una actividad específica de 0.12 g N-NH₄⁺/gSV·d, mientras tanto el consumo de materia orgánica si estuvo asociada a la desnitrificación, ya que al mismo tiempo se consumió NO₃⁻. Hubo un consumo de materia orgánica a una velocidad de 1.30 mg DQO_{Soluble}/min y una actividad específica de 0.58 g DQO_{Soluble}/gSV·d. Realizando el balance de electrones podemos ver que los meq e⁻ donados por la materia orgánica corresponden a 18.25, mientras que los aceptados por los NO₃⁻ fueron 24.45, confirmando que el consumo de materia orgánica fue llevada a cabo por el proceso desnitrificante, cabe mencionar, que para que se lleve a cabo dicho proceso y basándonos en la ecuación (10) la cantidad de meq e⁻ donados por la materia orgánica debe de ser de 5, mientras que los aceptados por el NO₃⁻ deben de ser de 4.

Con lo que respecta a la proteína, ésta inició con una concentración de 65 mg P_{Soluble}/L y fue hidrolizada a una velocidad de 0.22 mg P_{Soluble}/min correspondiente a una actividad específica de 0.09 g P_{Soluble}/gSV·d, eliminándose por completo en esta etapa.

Durante la etapa óxica, el consumo de $N-NH_4^+$ continúa, quedando al final del ciclo con una concentración de $10\text{ mg } N-NH_4^+/L$, dando paso a las especies nitrogenada tales como $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$, dejando residuales de 12 y 5 mg/L , respectivamente. Por su parte, la materia orgánica, fue oxidada a una velocidad de $0.41\text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/\text{min}$ con una actividad específica correspondiente a $0.18\text{ g DQO}_{\text{Soluble}}/\text{gSV}\cdot\text{d}$, dejando al final de todo el ciclo un residual de $90\text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/L$, para esta etapa la eficiencia de remoción de DQO_{Soluble} fue de tan sólo el 38% .

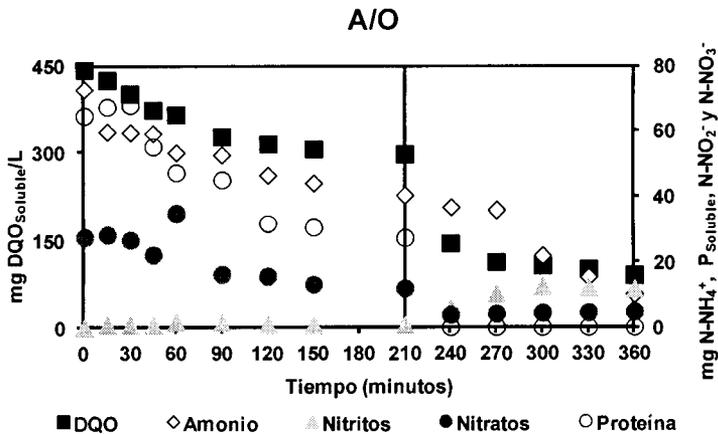


Figura 9. Cinética agua pre-fermentada (A/O).

La Tabla 9 resume los resultados de estas cinéticas, en ambas se obtuvieron eficiencias de remoción tanto de NT ($NT = NH_4^+ + NO_3^- + NO_2^-$), DQO_{Soluble} y P_{Soluble} superiores al 70% , sin embargo, sólo en la cinética A/O es donde se encontró mediante el balance de electrones que la materia orgánica, había sido ocupada por el proceso desnitrificante, puesto que en la cinética O/A los NO_3^- formados en la etapa óxica, no fueron los suficientes para poder llevar a cabo el proceso de desnitrificación satisfactoriamente, por lo que la reducción de la materia orgánica pudo ser consumida por otra vía metabólica (metanogénesis). Por su parte, las actividades específicas mostraron similitudes entre las cinéticas, lo que indicó, que los lodos están acoplados para poder llevar a cabo estos procesos de eliminación.

Tabla 9. Comparación de cinéticas O/A y A/O con agua pre-fermentada (AP).

Cinéticas	Concentración Inicial (mg/L)	Concentración Final (mg/L)	Ef. Remoción (%)	Act. Específica (g/gSV·d)
O/A (AP)	N-NH ₄ ⁺ = 85	N-NH ₄ ⁺ = 13	84	0.10
	DQO _{Soluble} = 576	DQO _{Soluble} = 174	70	0.57
	P _{Soluble} = 35	P _{Soluble} = 0	100	0.04
A/O (AP)	N-NH ₄ ⁺ = 73	N-NH ₄ ⁺ = 10	73	0.12
	DQO _{Soluble} = 443	DQO _{Soluble} = 90	80	0.58
	P _{Soluble} = 65	P _{Soluble} = 0	100	0.09

Las eficiencias de remoción para ambas cinéticas en cuanto a materia orgánica y N-NH₄⁺ estuvieron por arriba del 70%, resultados similares con los obtenidos por Merzouki *et al.*, (2005) quienes pre-fermentaron el agua residual de un rastro durante 14 días bajo condiciones acidogénicas, el agua pre-fermentada fue tratada en un reactor SBR Anaerobio/Anóxico acoplado a un reactor nitrificante de lecho fijo, esto para la eliminación de materia orgánica, NH₄⁺ y fósforo. Bajo las condiciones de trabajo, lograron eficiencias de remoción del 99, 85 y 99% respectivamente; cabe destacar que en este estudio a diferencia de (Merzouki *et al.*, (2005), se ocupó un sólo reactor y se pre-fermentó el agua por menos días.

5.4 Operación del reactor SBR O/A

El reactor SBR operó durante 104 días bajo las condiciones Óxicas/Anóxicas, la operación se dividió en tres etapas. Durante la primer etapa (E1), el reactor fue alimentado con medio mineral (Anexos III) por 37 días, posteriormente, el reactor fue alimentado con agua de rastro pre-fermentada correspondiente al segundo lote muestreado, esto durante 17 días (E2) y finalmente, la última etapa que duró 50 días de operación con agua pre-fermentada correspondiente al tercer lote pre-fermentado (E3).

La Figura 10 muestra el perfil de comportamiento del reactor SBR. El reactor en la primera etapa mantuvo una concentración promedio en el influente de 367 mg N-NH₄⁺/L, presentando bajas eficiencias de remoción de N-NH₄⁺ y quedando en su mayoría en forma de N-NO₂⁻ con un promedio de 113 mg N-NO₂⁻/L, mientras que los N-NO₃⁻ estuvieron presentes alrededor de 25 mg N-NO₃⁻/L. Estos resultados son semejantes a los reportados por Val del Río *et al.*, (2013) quienes trabajaron con agua residual de una industria pesquera encontrando eficiencias de remoción de NT de aproximadamente 15% a una carga de 1.5 mg N-NH₄⁺/m³d esto debido a que el sistema de lodos granulares no tenía la capacidad de tratar diversas cargas, en este estudio, es entendible que las eficiencias de remoción hayan sido dispersas, debido a que los lodos se encontraban adaptándose a las nuevas condiciones de operación.

Mientras tanto, la concentración promedio de materia orgánica en el influente en esta etapa fue de 478 mg DQO_{Soluble}/L, el comportamiento de este parámetro fue más estable en comparación con el N-NH₄⁺ (Figura 11), manteniendo una remoción promedio del 71%. Este comportamiento pudo deberse a que en esta etapa el reactor se encontraba en un periodo de acoplamiento y crecimiento de biomasa, que se manifestó en el aumento de ésta, ya que al inicio de esta etapa, el reactor fue inoculado con 2.2 g SV/L y en el día 37 se registró una concentración de 4.3 g SV/L.

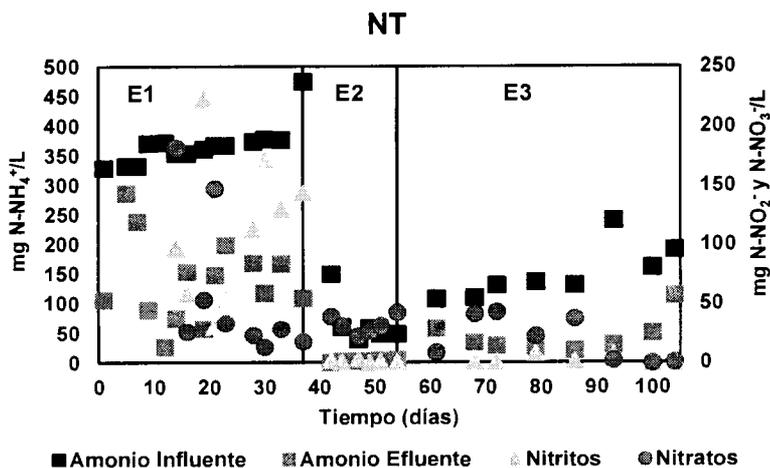


Figura 10. Perfil de N-NH_4^+ y especies nitrogenadas bajo el ciclo de operación del reactor SBR O/A.

Para la segunda etapa, el reactor se alimentó con agua pre-fermentada y diluida con agua del grifo, esto para ajustar la concentración de materia orgánica a valores promedio de $440 \text{ mg DQO}_{\text{Soluble}}/\text{L}$, teniendo así una concentración promedio en el influente de $67 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$. Bajo estas condiciones, el reactor mantuvo estables las eficiencias de remoción de NT (46%), por su parte, los NO_2^- mantuvieron una baja concentración ($1.0 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{L}$), mientras que la mayor acumulación la tuvieron los nitratos con $32 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$. En esta etapa, se llevó a cabo el proceso de nitrificación, sin embargo, la desnitrificación no estuvo presente, Chiu *et al.*, (2007) mencionan que para que se pueda llevar a cabo un proceso nitrificante/desnitrificante eficazmente, la relación C/N debe ser de 11.1, por lo que, tomando en cuenta que la relación C/N al inicio del ciclo fue de 6.57, la mayor parte de la materia orgánica fue eliminada en la etapa óxica por oxidación de bacterias heterótrofas quedando una baja concentración de materia orgánica en la etapa anóxica, con lo cual la relación C/N no fue la requerida para llevar a cabo el proceso de desnitrificación eficientemente (Figura 11).

Durante la tercera etapa, la concentración promedio de $N-NH_4^+$ en el influente se mantuvo en 151 mg/L, obteniendo eficiencias de remoción del 55%, quedando la mayor parte del $N-NH_4^+$ en forma de NO_3^- (40 mg $N-NO_3^-/L$) (día 70 al 80). La concentración de materia orgánica en el influente se mantuvo en 392 mg $DQO_{Soluble}/L$ y en el efluente de 72 mg $DQO_{Soluble}/L$ alcanzando eficiencias de remoción del 82% (Tabla 13), sin embargo, estas altas eficiencias en la eliminación de la materia orgánica se debieron principalmente al crecimiento de bacterias filamentosas, las cuales desplazaron a las bacterias nitrificantes, puesto que las bacterias filamentosas aprovechan el sustrato más rápidamente que las bacterias nitrificantes (Cobos-Becerra *et al.*, 2011) bajando así las eficiencias de remoción de $N-NH_4^+$ y la formación de NO_3^- en los últimos días de operación, pero no así las de DQO.

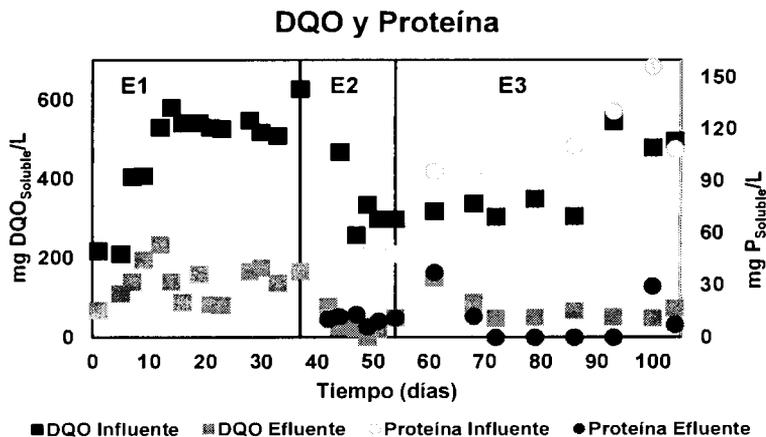


Figura 11. Perfil de $DQO_{Soluble}$ y $P_{Soluble}$ bajo el ciclo de operación del reactor SBR O/A

Con lo que respecta a la $P_{Soluble}$, ésta se siguió en la segunda y tercera etapa cuando el reactor se alimentó con agua pre-fermentada. En la segunda etapa, se alimentó a una concentración promedio de 51 mg $P_{Soluble}/L$, encontrándose en 10 mg/L en el efluente, correspondiente a una eficiencia de remoción del 79%.

En la tercera etapa, la concentración promedio de P_{Soluble} en el influente fue de 109 mg/L y el efluente de presentó 11 mg/L, lo cual significó una eficiencia de remoción promedio del 90%. La proteína pudo seguir hidrolizándose y transformándose hasta compuestos como aminoácidos, AGV's, alcoholes o bien CO_2 , esto debido a la presencia de bacterias fermentativas las cuales están presentes en el 90% de las poblaciones bacterianas anaerobias (Palatsi, 2009).

Rodríguez, *et al.*, (2008), mencionan que las aguas residuales del sector agroalimentario, presentan una alta tendencia hacia la acidificación, esto por la rápida fermentación y baja presencia de nutrientes, lo cual favorece la aparición de bacterias filamentosas, en este caso la aparición de filamentosas se debió a la gran cantidad de materia orgánica presente en el agua, y que bajo la deficiencia de compuestos nitrogenados, las bacterias no fueron capaces de producir material celular y formar gránulos estables, ocasionando problemas de decantación en el reactor en la etapa de sedimentación.

Dallago *et al.*, (2012) quienes trabajaron con un reactor SBR Nitrificante/Desnitrificante empacado que trataba aguas residuales de un rastro de aves de corral, con el fin de evaluar la influencia del tiempo de aireación sobre la nitrificación, encontraron que a una concentración entre 80 y 100 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ y un tiempo de ciclo de 16 a 20 horas, las eficiencias de remoción fueron del 87 al 92%. Por su parte, Kundu *et al.*, (2013) emplearon un reactor SBR para el tratamiento de aguas de rastro, encontraron que bajo un ciclo O/A de 4 horas cada etapa, las eficiencias de remoción tanto de NH_4^+ como de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ estuvieron por arriba del 90%, si se toma en cuenta que los ciclos de operación de ambos autores son más largos respecto a los de este estudio, las eficiencias de remoción de dichos compuestos estuvieron dentro de lo reportado por la literatura.

Tabla 10. Comparación entre etapas de alimentación del reactor SBR O/A.

ETAPA	REMOCIÓN NT (%)	REMOCIÓN DQO _{Soluble} (%)	REMOCIÓN P _{Soluble} (%)
I	16	71	-
II	46	93	79
II	55	82	90

5.5 Operación del reactor SBR A/O

El reactor SBR operó durante 111 días bajo condiciones Anóxicas/Óxicas, la operación se dividió en dos etapas. Durante la primer etapa (E1), el reactor fue alimentado con medio mineral suplementado con NO_3^- (Anexos III) por 44 días, posteriormente, el reactor fue alimentado con agua de rastro pre-fermentada correspondiente al tercer lote muestreado, durante 67 días (E2), las características del agua pre-fermentada, se muestran en la Tabla 8.

La Figura 12 muestra el perfil de comportamiento del reactor SBR. El reactor en la primera etapa mantuvo una concentración promedio de N-NH_4^+ de 456.69 mg/L, cabe señalar que para esta forma de operación A/O se tuvo que recurrir a la adición de NO_3^- (103.2 mg N- NO_3^- /L) como aceptor de electrones para la desnitrificación. La concentración NH_4^+ fue de aproximadamente 183.21 mg N- NH_4^+ /L, teniendo bajas eficiencias de remoción (27%) puesto que éste en su mayoría quedó en forma de N- NO_3^- con un promedio de 178.05 mg N- NO_3^- , y 78.03 mg N- NO_2^- /L. Estos resultados son inferiores a los reportados por Meng *et al.*, (2008), quienes obtuvieron eficiencias de remoción de NT del 68% en el arranque de un reactor Nitrificante/Desnitrificante operando con medio sintético a una concentración de 408 mg DQO/L, ellos atribuyen este comportamiento a la competencia entre microorganismos heterótrofos cuya tasa de crecimiento es más alta que la de los microorganismos autótrofos.

En cuanto a la materia orgánica la concentración promedio del influente en esta etapa fue de 623.58 mg DQO_{Soluble}/L, teniendo en el efluente concentraciones en

torno a los 270.9 mg DQO_{Soluble}/L, representando una eficiencia de remoción del 57% (figura 13).

Para la segunda etapa (E2), el reactor fue alimentado con agua pre-fermentada con una concentración promedio en el influente de 76.3 mg NH₄⁺ /L que, a diferencia de la primera etapa, este quedó en su mayoría en forma de N-NO₂⁻, 40.9 mg NO₂⁻/L y 16.8 mg NO₃⁻/L. La acumulación de NO₂⁻ puede deberse a que las bacterias AOB tienen mayor afinidad hacia el oxígeno que las bacterias NOB, lo que hace que exista una mayor competencia por el oxígeno acumulando NO₂⁻ en el medio (Wu *et al.*, 2014). Bajo estas condiciones la eficiencia de remoción de NT fue del 39%, estos datos coinciden con lo reportado por Li *et al.*, 2008, quienes operaron un SBR de aireación intermitente para el tratamiento de aguas residuales de rastro, encontraron que a un flujo de aireación intermitente de 0.4 L aire/min, la eficiencia de remoción del NT fue de tan solo 34%, esto lo atribuyen a que en la etapa nitrificante, la concentración de materia orgánica inhibía la nitrificación.

En esta etapa, la materia orgánica en el influente fue de 607 mg DQO_{Soluble}/L, quedando alrededor de 74.6 mg DQO_{Soluble}/L en el efluente y alcanzando eficiencias de remoción de hasta el 87%, estos datos coinciden con lo reportado por Ren *et al.*, (2010) quienes trabajaron un reactor A/O integrado, el cual consistía de un reactor UASB y un biorreactor de membrana (MBR) para la eliminación de materia orgánica y NH₄⁺ presente en agua diluida proveniente de un rastro de ganado, encontraron eficiencias de remoción de DQO del 84% en el compartimiento anaerobio (UASB), esto a una concentración de 1500 mg/L.

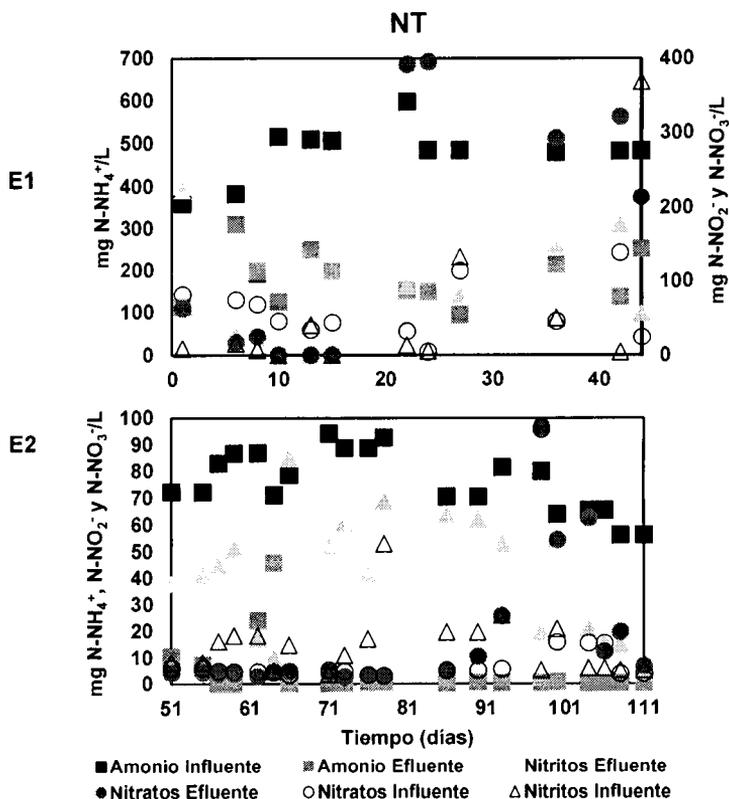


Figura 12. Perfil de N-NH₄⁺ y especies nitrogenadas bajo el ciclo de operación del reactor SBR A/O.

Por su parte, López-López *et al.*, (2008), lograron eficiencias de remoción de materia orgánica del 81.2% en un filtro anaerobio (AF) a una concentración de DQO de 11000 mg/L, esto a un TRH de 24 horas, posteriormente, este efluente fue tratado en un reactor SBR aerobio con un TRH de 9 horas eliminando un 77.7% de la DQO remanente del reactor FA, logrando eficiencias de remoción en conjunto por arriba del 95%. Cabe señalar que en nuestro estudio, las eficiencias obtenidas fueron en un solo reactor lo cual, lo hace más eficiente.

Con lo que respecta a la proteína, las concentraciones en el influente fueron de 79.5 mg P_{Soluble}/L, teniendo al final del ciclo concentraciones de aproximadamente 28.8 mg P_{Soluble}/L, esto brindó eficiencias de remoción del 73%, como se observa en la Figura 13, ambos compuestos (DQO_{Soluble} y P_{Soluble}) mantuvieron un comportamiento similar durante toda esta etapa (E2), mostrándose claramente que no fue posible eliminar por completo a estos compuestos bajo esta forma de operación.

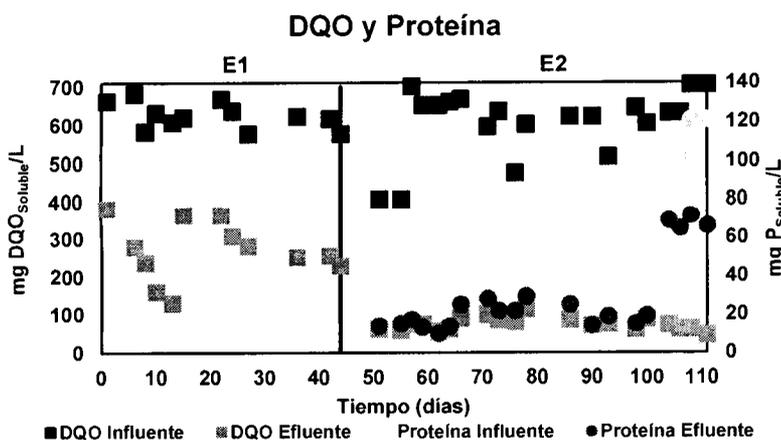


Figura 13. Perfil de DQO_{Soluble} y P_{Soluble} bajo el ciclo de operación del reactor SBR A/O.

En la Tabla 11, se muestra un resumen para esta operación del reactor. Las eficiencias de remoción durante la etapa de acoplamiento (E1) tanto de materia orgánica como de compuestos nitrogenados, fueron inferiores a las encontradas bajo el ciclo de operación O/A (Tabla 10), esto pudo deberse a que, se utilizó un inóculo diferente, proveniente de la planta de tratamiento RECICLAGUA cuya concentración de SV fue de 3.95 g/L.

Las eficiencias de remoción de la P_{Soluble}, en la segunda etapa de operación (E2) donde se alimentó el reactor con agua de rastro pre-fermentada, se mantuvieron muy estables, sin embargo, no se logró su total eliminación lo cual coincide con la

baja eficiencia de remoción de DQO (Tabla 11), este comportamiento ha sido reportado previamente por Valladão *et al.*, (2007) quienes mencionan que las aguas residuales de rastro contienen altos niveles de grasas y proteínas de baja biodegradabilidad. Esto puede justificar la presencia de proteína en el efluente que después de haber sido sometida a una pre-fermentación, las proteínas residuales fueran de difícil degradación, sin embargo, este comportamiento no se observó en el reactor operado bajo condiciones O/A (Figura 11). Por otro lado, si bien los lípidos representan menos del 1% de la DQO_{Soluble} (Masse, *et al.*, 2003), no se puede descartar la presencia de éstos en el efluente, puesto que durante el proceso de pre-fermentación únicamente se lograron remover aproximadamente 200 mg de grasas y aceites/L equivalentes al 40% del contenido total de grasas en el agua.

Tabla 11. Comparación entre etapas de alimentación del reactor SBR A/O.

ETAPA	REMOCIÓN NT (%)	REMOCIÓN DQO _{Soluble} (%)	REMOCIÓN P _{Soluble} (%)
I	27	57	-
II	39	87	66

De acuerdo a lo reportado por Valladão *et al.*, (2007) quienes mencionan que el agua de rastro contiene proteína de difícil degradación, se planteó una serie de pruebas para confirmar si el pre-tratamiento mejoraba la biodegradabilidad del agua de rastro.

Por tanto, se realizaron cuatro cinéticas dentro del reactor, dos bajo el ciclo de operación O/A y dos bajo el ciclo A/O, dos de ellas con agua pre-fermentada (AP) y otra dos con agua cruda (AC) ajustando las concentraciones de DQO_{Soluble} cercanas a las ensayadas en las cinéticas realizadas en las pruebas de bio-degradabilidad (450 mg DQO_{Soluble}/L) (Figuras 14 y 15).

Bajo el ciclo de operación O/A, la cinética con agua cruda inició con 577 mg DQO_{Soluble}/L, 47 mg N-NH₄⁺/L (C/N= 12.27) y 71 mg P_{Soluble}/L (Figura 14a). Bajo estas condiciones en la etapa óxica la materia orgánica se consumió a una velocidad de 1.72 mg DQO_{Soluble}/min, con una actividad específica de 1.41 g DQO_{Soluble}/gSV·d, y una velocidad de hidrólisis de proteína de 0.21 mg P_{Soluble}/min. Al final del ciclo se encontraron en 250 mg DQO_{Soluble}/L y 25 mg P_{Soluble}/L. En cuanto a las especies nitrogenadas se observa que el N-NH₄⁺ fue oxidado en los primeros 30 minutos de operación a una velocidad de 88 mg N-NH₄⁺/min y una actividad de 0.72 g N-NH₄⁺/gSV·d, se observó producción de N-NO₃⁻ y N-NO₂⁻ los cuales permanecieron en concentraciones por debajo de los 10 mg/L, hasta el final del ciclo, sin embargo el NH₄⁺ presentó un incremento después de los 30 minutos, este incremento puede estar asociado a la hidrólisis de proteína, manteniéndose la concentración de amonio en torno a los 25 mg N-NH₄⁺/L hasta el final del ciclo. En la etapa anóxica no se observó consumo para ninguna de las especies analizadas. Con los resultados obtenidos en la etapa óxica se alcanzaron eficiencias de remoción de materia orgánica y eficiencia en la hidrólisis de proteína de 61% para ambos parámetros, mientras que la eficiencia en la remoción de NT fue de tal sólo el 31%.

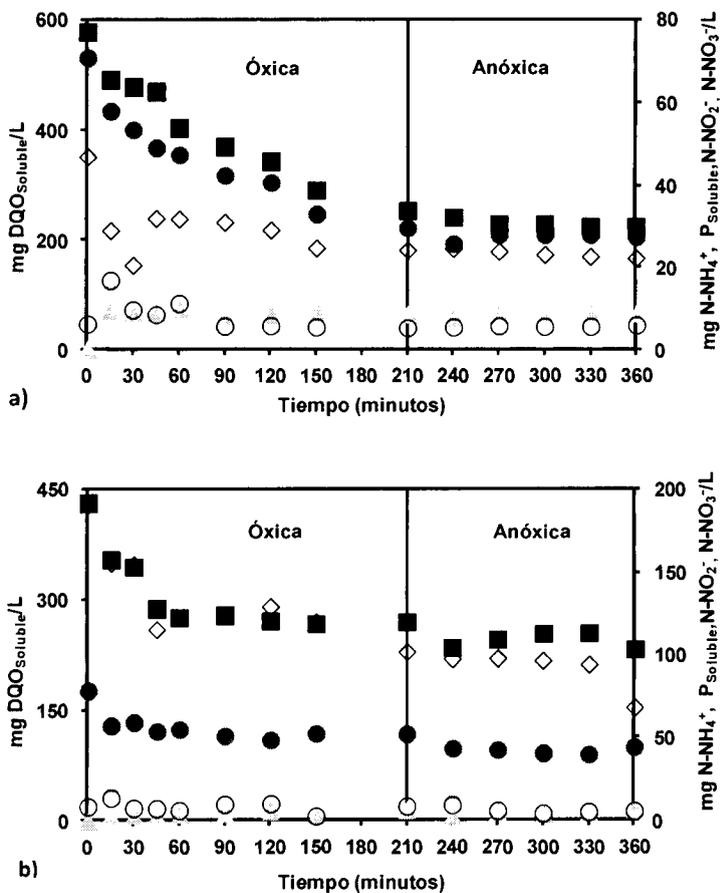


Figura 14. Comparación de cinéticas O/A. a) agua cruda y b) agua pre-fermentada. DQO_{Soluble} (■), N-NH₄⁺ (◊), P_{Soluble} (●), NO₂⁻ (♣), NO₃⁻ (○)

La cinética con agua pre-fermentada inició con 431 mg DQO_{Soluble}/L, 191 mg N-NH₄⁺/L (C/N= 2.25) y 78 mg P_{Soluble}/L. En la figura 14b, se observa que en los primeros 45 minutos de operación, se presentó un rápido consumo de materia orgánica a una velocidad de 2.95 mg DQO_{Soluble}/min, con una actividad de 2.41 g DQO_{Soluble}/gSV·d, mientras que el NH₄⁺ se consumió a una velocidad de 1.52 mg N-

NH_4^+ /min, con una actividad de 1.24 g N-NH_4^+ /gSV·d, mientras que la hidrólisis de proteína fue a una velocidad de 0.63 mg $\text{P}_{\text{Soluble}}$ /min y con una actividad específica de 0.51 g $\text{P}_{\text{Soluble}}$ /gSV·d. Al respecto, Hernández-Fydrych, (2013) realizó una cinética O/A con efluente metanogénico y encontró una velocidad de consumo de 3.4 mg NH_4^+ /min, este valor es mayor al encontrado en este trabajo, sin embargo, no tuvo producción significativa de NO_3^- teniendo una baja eficiencia de remoción de NH_4^+ (21%). En la etapa anóxica el consumo de sustratos e hidrólisis de proteína permaneció hasta el final de ciclo de operación. A pesar de la alta velocidad de consumo y actividad específica encontrada para DQO en la etapa óxica la eficiencia de remoción apenas alcanzó un 46% al final de todo el ciclo de operación, mientras que para el NT, ésta fue del 60%.

En la Tabla 12 se muestra un resumen de las cinéticas realizadas, donde se aprecia que las mejores eficiencias de remoción tanto de $\text{DQO}_{\text{Soluble}}$ y $\text{P}_{\text{Soluble}}$ se obtuvieron en la cinética realizada con agua cruda, puesto que la cinética con agua pre-fermentada no logró eliminar o disminuir considerablemente las concentraciones de proteína (44 mg $\text{P}_{\text{Soluble}}$ /L), a pesar de la baja eficiencia de remoción de NH_4^+ en la cinética con agua cruda, la concentración de este cumplió con lo establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996, para su uso en riego agrícola (60 mg NT/L por día).

Tabla 12. Comparación de las cinéticas con agua pre-fermentada (AP) y agua cruda (AC).

Cinéticas	Concentración Inicial	Concentración Final	Ef. Rem. NT (%)	Ef. Rem. DQO (%)	Ef. Rem. Proteína (%)
O/A (AC)	$\text{N-NH}_4^+ = 47$ $\text{DQO}_{\text{Soluble}} = 577$ $\text{P}_{\text{Soluble}} = 71$	$\text{N-NH}_4^+ = 22$ $\text{DQO}_{\text{Soluble}} = 224$ $\text{P}_{\text{Soluble}} = 27$	31	61	61
O/A (AP)	$\text{N-NH}_4^+ = 191$ $\text{DQO}_{\text{Soluble}} = 431$ $\text{P}_{\text{Soluble}} = 78$	$\text{N-NH}_4^+ = 68$ $\text{DQO}_{\text{Soluble}} = 232$ $\text{P}_{\text{Soluble}} = 44$	60	46	44

Con la finalidad de determinar si el consumo de materia orgánica se llevó a cabo por desnitrificación, se procedió a realizar un balance de electrones en ambas cinéticas de acuerdo a la ecuación 10 (Tabla 13).

En la cinética O/A con agua cruda, se observa que no había NO_3^- disponible para aceptar la cantidad de meq e^- donados por la materia orgánica, por tanto, la materia orgánica en esta cinética no fue consumida por desnitrificación, lo contrario ocurrió en la cinética O/A con agua pre-fermentada, en donde los meq e^- donados por la materia orgánica fueron los mismos aceptados por los nitratos, si bien no se tuvo una producción significativa de nitratos ($59.6 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$), éstos fueron los suficientes para poder llevar sustentar el proceso desnitrificante.

Tabla 13. meq e^- donados y aceptados para el proceso desnitrificante en las cinéticas O/A con (AP) y (AC).

Cinéticas	meq e^- donados (DQO)	meq e^- aceptados (NO_3^- a N_2)	Desnitrificación
O/A (AP)	4.69	4.76	Si
O/A (AC)	3.59	0.00	No

En dichas cinéticas (AP y AC) la concentración inicial de oxígeno fue de $6.0 \text{ mg O}_2/\text{L}$, manteniéndose estable durante todo el ciclo óxico en $5.70 \text{ mg O}_2/\text{L}$, para la etapa anóxica, este tardó 1 hora en disminuir hasta $0 \text{ mg O}_2/\text{L}$, por tanto, la competencia por el oxígeno tanto por las bacterias nitrificantes y bacterias heterótrofas, estuvo presente, ya que se ha visto que las dos poblaciones bacterianas a pesar de no competir por la misma fuente de energía, si compiten por oxígeno cuando éste es limitante (Balaguer, 2012); aunque en menor cantidad la competencia por el oxígeno también pudo deberse a la oxidación de grasas, desnaturalización de proteína y oxidación de hierro que pudieron interferir en la parte óxica para que el proceso nitrificante no se lograra satisfactoriamente, puesto que para tratar dichas aguas, se necesitaría un suministro de oxígeno mayor para

que no existiera competencia alguna entre dichos elementos así como entre bacterias. Otra explicación pudiera ser semejante a la de Figueroa *et al.*, (2008) quienes experimentaron con un efluente de conservas de pescado con alto contenido en sal en un reactor SBR aerobio granular, encontrando eficiencias de remoción de carbono orgánico por arriba del 90%, mientras que las eficiencias de remoción de NH_4^+ no superaron el 45%, esto con una actividad específica de 0.033 g N/gSSV·d, esto lo atribuyen a la presencia de amoníaco en el reactor, puesto que encontraron valores de pH de 8.2, mencionando que, la presencia de amoníaco redujo la actividad nitrificante de las bacterias y que también pudo haber sido inhibido el metabolismo de las bacterias heterótrofas, estos datos coinciden con lo encontrado en este estudio, puesto que en la etapa óxica la oxidación de NH_4^+ no fue completa, teniendo bajas eficiencias de remoción, cabe señalar que el pH al final de las cinéticas fue de 8.81 para el AP y de 8.79 para el AC, pudiéndose formar amoníaco dentro del reactor e inhibiendo las actividades. Anthonisen *et al.*, (1979) mencionan que el proceso de nitrificación es inhibido por la presencia de amoníaco, a concentraciones de 1-5 mg/L se inhibe la actividad de las NOB (Wu, *et al.*, 2014), por tanto, si la oxidación total de NH_4^+ es inhibida desde el inicio del ciclo de operación no se formarán las especies nitrogenadas como NO_2^- y NO_3^- .

Para la cinética con AC en donde no hubo presencia desnitrificante, la eliminación de materia orgánica que se obtuvo pudo deberse a que ésta fue degradada por otra vía (metanogénesis), debido a que el lodo desnitrificante ocupado en las cinéticas provenía de un lodo metanogénico, a pesar de que dicho lodo fue seleccionado y adaptado previamente bajo condiciones desnitrificantes, no se asegura que los microorganismos metanogénicos haya desaparecido en su totalidad.

Por otro lado las otras cinéticas realizadas bajo el ciclo de operación A/O con agua cruda y pre-fermentada se muestran en la Figura 15, cabe resaltar que dichas cinéticas fueron suplementadas con NO_3^- para poder iniciar con la etapa desnitrificante.

La cinética con agua cruda (Figura 15a) inició con 598 mg DQO_{Soluble}/L, 47 mg N-NH₄⁺/L (C/N= 12.72) y 76 mg P_{Soluble}/L, para el caso del NO₃⁻, este fue suplementado de acuerdo a la estequiometría, con 97 mg N-NO₃⁻/L. Bajo estas condiciones en la etapa anóxica, la materia orgánica se consumió a una velocidad de 1.72 mg DQO_{Soluble}/min con una actividad específica de 1.40 g DQO_{Soluble}/gSV·d que está asociada al consumo de N-NO₃⁻ con una velocidad de 0.38 mg N-NO₃⁻/L. Mientras tanto el N-NH₄⁺ presentó una velocidad de consumo 0.13 mg N-NH₄⁺/min y una actividad específica de 0.10 g N-NH₄⁺/gSV·d, esto debido a la ausencia de oxígeno en esta etapa, se observó formación de N-NO₂⁻ con una concentración máxima de 59 mg N-NO₂⁻/L, el cual fue inferior al N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ consumidos (91 mg NT/L). Así mismo la proteína se hidrolizó a una velocidad de 0.42 mg P_{Soluble}/min.

Durante la etapa óxica se observa una disminución en las velocidades y actividades para todos los parámetros analizados, puesto que la materia orgánica se oxidó a una velocidad de 0.87 mg DQO_{Soluble}/min y una actividad específica de 0.10 g DQO/gSV·d, el NH₄⁺ tuvo una velocidad de consumo de 0.04 mg N-NH₄⁺/min y una actividad específica de 0.03 g N-NH₄⁺/gSV·d, y la velocidad de consumo de proteína fue 0.13 mg P_{Soluble}/min.

Las concentraciones iniciales en la cinética con agua pre-fermentada (Figura 15b) fueron de 432 mg DQO_{Soluble}/L, 188 mg N-NH₄⁺/L, (C/N= 2.29), 76 mg N-NO₃⁻/L y 79 mg P_{Soluble}/L, respectivamente. La Figura 13b muestra el perfil de los distintos parámetros analizados. Bajo condiciones anóxicas se observa que el consumo de DQO disminuyó a la mitad con respecto al agua cruda, presentando velocidades de 0.63 mg DQO_{Soluble}/min y una actividad específica de 0.29 g DQO_{Soluble}/gSV·d. En cuanto a la velocidad de consumo de N-NO₃⁻ ésta fue de 0.28 mg N-NO₃⁻/min con una actividad específica de 0.08 g N-NO₃⁻/gSV·d, ésta fue ligeramente inferior a la encontrada con agua cruda. La velocidad de consumo y actividad específica para el N-NH₄⁺, fueron superiores a las encontradas en la cinética con agua cruda, 0.49 mg N-NH₄⁺/min y 0.19 g N-NH₄⁺/gSV·d, respectivamente. Para el caso de la proteína, la velocidad de consumo se incrementó con respecto al agua cruda, de 0.13 mg

$P_{\text{Soluble}}/\text{min}$ a $0.53 \text{ mg } P_{\text{Soluble}}/\text{min}$. Bajo condiciones óxicas las actividades específicas fueron superiores a la etapa anóxica, teniendo $0.51 \text{ g DQO}_{\text{Soluble}}/\text{gSV}\cdot\text{d}$, $0.39 \text{ g N-NH}_4^+/\text{gSV}\cdot\text{d}$ y $0.43 \text{ g } P_{\text{Soluble}}/\text{gSV}\cdot\text{d}$.

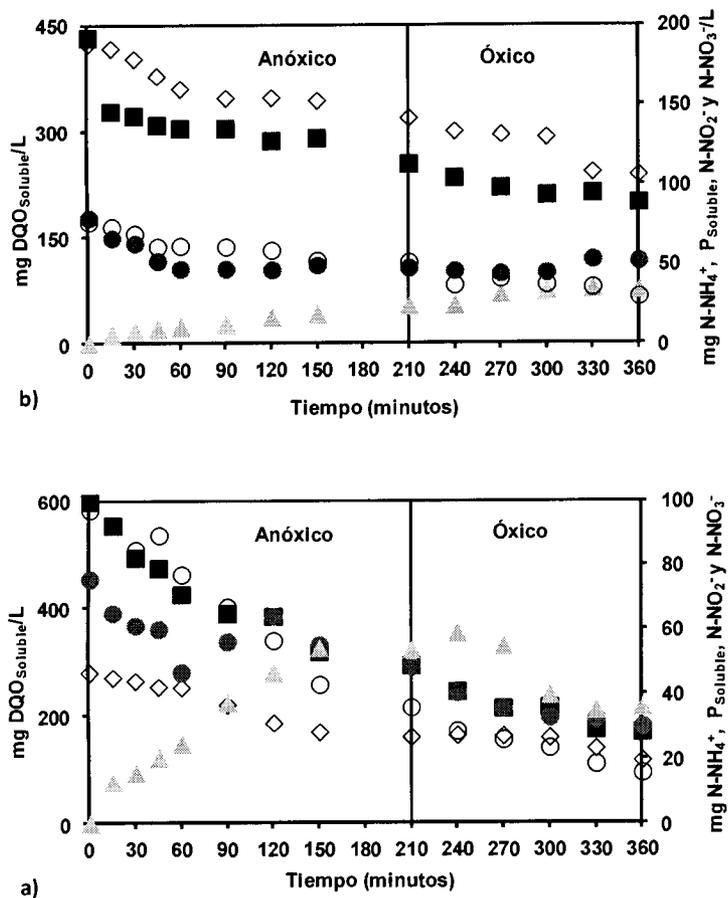


Figura 15. Comparación de cinéticas A/O. a) agua cruda y b) agua pre-fermentada. DQO_{Soluble} (■), $N-NH_4^+$ (◇), P_{Soluble} (●), NO_2^- (△), NO_3^- (○)

Las actividades específicas nitrificantes en las etapas óxicas, estuvieron por debajo de lo reportado por Campos *et al.*, (2002) quienes emplearon medio mineral, reportando actividades específicas nitrificantes de 1.13 g N/gSSV·d, en este estudio, la actividad de la cinética con agua pre-fermentada fue de 0.39 y con agua cruda de 0.10 g N-NH₄⁺/gSV·d, por otro lado, las actividades fueron mayores a las reportadas por V. Del Nery *et al.*, (2016) quienes trabajaron con el efluente de un reactor UASB de un matadero de aves de corral en una laguna facultativa aireada y que encontraron una actividad específica de bacterias amonio oxidantes de 0.096 g N/gSSV·d atribuyendo la baja actividad a la baja aireación así como a la gran diversidad de microorganismos presentes en dicha laguna.

En la Tabla 14, se aprecian las eficiencias de remoción para ambas cinéticas A/O, que de la misma forma que en la cinética O/A, las mejores eficiencias de remoción tanto de NH₄⁺, materia orgánica y proteína (50, 71 y 60%) fueron con agua cruda.

Tabla 14. Comparación de las cinéticas A/O con agua pre-fermentada (AP) y agua cruda (AC).

Cinéticas	Concentración Inicial	Concentración Final	Ef. Rem. N-NH ₄ ⁺ (%)	Ef. Rem. DQO (%)	Ef. Rem. Proteína (%)
A/O (AC)	N-NH ₄ ⁺ = 47 DQO _{Soluble} = 598 P _{Soluble} = 76	N-NH ₄ ⁺ = 20 DQO _{Soluble} = 171 P _{Soluble} = 30	50	71	60
A/O (AP)	N-NH ₄ ⁺ = 188 DQO _{Soluble} = 432 P _{Soluble} = 79	N-NH ₄ ⁺ = 106 DQO _{Soluble} = 200 P _{Soluble} = 52	36	54	34

En la cinética con agua pre-fermentada, la materia orgánica no fue consumida en su totalidad durante la etapa anóxica, sólo 177 mg DQO_{Soluble}/L fueron reducidos equivalentes al 41% de remoción. Sindhu y Meera, (2012) quienes trataron agua de un matadero bajo condiciones anaerobias, mencionan que para poder tratar dichas aguas mediante un tratamiento A/O se tendría que eliminar en la etapa anaerobia un 80% de la materia orgánica, puesto que en dichas configuraciones la degradación de la materia orgánica en la etapa anaerobia es mucho más lenta, por

tanto, si se alargara dicha etapa se puede lograr mayor eliminación de DQO, así como de proteína.

Para estas cinéticas, se tuvo que adicionar $N-NO_3^-$ para que el proceso desnitrificante se pudiera llevar a cabo, en la Tabla 15, se pueden apreciar los meq e^- donados por la materia orgánica, con los meq e^- aceptados por los nitratos, demostrando que este proceso estuvo presente en ambas cinéticas.

Tabla 15. meq e^- donados y aceptados para el proceso desnitrificante entre cinéticas A/O con (AP) y (AC).

Cinéticas	meq e^-	meq e^-	Desnitrificación
	donados (DQO)	aceptados (NO_3^- a N_2)	
A/O (AP)	22.19	40.09	Si
A/O (AC)	38.13	96.83	Si

En estas cinéticas, donde el NO_3^- fue suplementado al iniciar el ciclo, se puede apreciar que los meq e^- aceptados son mayores que los meq e^- donados por la materia orgánica, esto puede deberse a la relación DQO/N, que como mencionan Qin y Liu (2006) debe ser entre 3.5 a 15 para que se pueda llevar a cabo una desnitrificación completa, en la cinética A/O (AP) la relación C/N fue de 2.29, mientras que en la cinética A/O (AC) fue de 12.72, el agua pre-fermentada estuvo por debajo de lo mencionado por estos autores, por tanto, el exceso de meq e^- aceptados del NO_3^- fue por la falta de materia orgánica de fácil degradación disponible, pudiéndose necesitar una fuente externa de carbono.

Autores como Merzouki *et al.*, (2005) y Jia *et al.*, (2012) mencionan que durante la pre-fermentación se logra convertir la mayor parte de la materia orgánica a AGV's, en este estudio, durante la pre-fermentación hubo un consumo de materia orgánica, sin embargo, no hubo transformación a AGV's. Por otro lado, aunque el objetivo del pre-tratamiento para este tipo de aguas es hacer más biodisponibles a los

compuestos tales como grasas y proteínas contenidas en la materia orgánica para su mejor disposición hacia los microorganismos (Moskowitz, 2012), en este estudio, se observó lo contrario, puesto que el agua pre-fermentada para ambas cinéticas O/A y A/O, fue de más difícil degradación que el agua cruda, esto puede atribuirse a que la materia orgánica del agua pre-fermentada, al ser sometida a un pre-tratamiento haya disminuido sus niveles de biodegradabilidad dejando así materia orgánica de difícil degradación.

Con lo que respecta a la proteína, en ambas cinéticas (O/A y A/O) con AC se obtuvieron mejores eficiencias de remoción que en las cinéticas con AP, puesto que las eficiencias con AC estuvieron en el 60% de eliminación, mientras que las del AP no superaron el 44%, Batstone *et al.*, (2000), mencionan que a estas aguas lo que les da la característica de biodegradables o muy lentamente biodegradables dependerá del tipo de proteínas presentes, si son globulares o fibrosas, tomando en cuenta que las aguas residuales de rastro contienen altas cantidad de ambas proteínas, el proceso de degradación sería lento, Por otro lado Rigo, *et al.*, (2008) corroboran lo antes mencionado añadiendo que dichas características del agua dañan el funcionamiento y la eficiencia de los procesos biológicos.

Asimismo, autores como Chiu y Chung (2003), Qin y Liu (2006) y Ciudad (2007) por citar algunos, mencionan que para poder llevar a cabo el proceso desnitrificante, las relaciones C/N deben de ser de 3.74, 3.15 a 15, sin embargo, para poder establecer una relación óptima para poder llevar a cabo dicho proceso, se tiene que realizar un estudio previo dependiendo del tipo de agua que se utilizará, puesto que no todas las aguas residuales poseen las mismas características.

6. Conclusiones

Las conclusiones a las que se llegaron en este trabajo fueron:

- Los tratamientos probados demostraron ser eficientes para la reducción de compuestos carbonados y nitrogenados.
- La pre-fermentación a 7 días y con inóculo anaerobio resultó ser idóneo para la hidrólisis de proteínas con una eficiencia del 70.05% con una formación de 138.80 mg N-NH₄⁺ y una eliminación en la materia orgánica del 53%.
- La prueba de biodegradabilidad del agua pre-fermentada con un ciclo de operación O/A, alcanzó eficiencias de remoción de materia orgánica del 70%, 100% en la eliminación de proteína y 51% para la eliminación de amonio.
- La prueba de biodegradabilidad del agua pre-fermentada con un ciclo de operación A/O, mostró eficiencias de remoción de materia orgánica del 73%
- La operación del reactor SBR O/A mantuvo eficiencias de remoción de amonio por arriba del 70% y de materia orgánica y proteína del 80%.
- La prueba de biodegradabilidad del agua cruda en un ciclo de operación O/A, mostró eficiencias de remoción de materia orgánica del 71%, 60% en la eliminación de proteína y 50% para la eliminación de amonio.
- La prueba de biodegradabilidad del agua cruda en un ciclo de operación A/O, consiguió eficiencias de remoción de materia orgánica del 61%, 61% en la eliminación de proteína y 31% para la eliminación de amonio.
- Las cinéticas con agua pre-fermentada, bajo condiciones O/A y A/O produjeron eficiencias de remoción menores que con agua cruda, esto debido a que al ser sometidas a un pre-tratamiento la materia orgánica residual se puede considerar de más difícil degradación.
- La operación del reactor O/A brindó mejores eficiencias de remoción que la operación A/O, disminuyendo considerablemente la concentración de contaminantes tales como NH₄⁺, DQO_{Soluble} y P_{Soluble}, por tanto, bajo esta forma de operación se puede obtener un efluente cuya calidad sea adecuada para poder ser descargada a cuerpos receptores respetando las normas establecidas.

7. Bibliografía

Arrojo, B., Vázquez-Padín, J., Figueroa, M., Mosquera, C.A., Campos, J.L. y Méndez, R. (2007). Reactores de biomasa granular: más capacidad en menos espacio. Artículos técnicos, Tecnología del agua. España, 287(27), 32-39.

Al-Rekabi, W.S., Qiang, H. y Qiang, W. W. (2007). Review on Sequencing Batch Reactors. Pakistan Journal of Nutrition. 6 (1), 11-19.

Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasan, T.B.S. y Srineth, E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal Water Pollution Control Federation. 48 835-852.

APHA. (1995). Standard methods: For the examination of water and wastewater 19th edition. Ed. American Public Health Association. Washington, DC. USA.

Balaguer, A.E. (2012). Estudio de la influencia del tiempo de retención hidráulico en un reactor biológico secuencial (SBR) de depuración de aguas residuales. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Valencia. 116 p.

Batstone, D.J., Keller, J., Newell, R.B. y Newland, M. (2000). Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development. *Bioresource Technology*. 75, 67-74.

Beux, S., Nunes, E. y Barana, A.C. (2007). Effect of temperature on two-phase anaerobic reactors treating slaughterhouse wastewater. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 50 (6), 1061-1072.

Bitton, G. (2005). Wastewater Microbiology. Third Edition. Willey Series. 746 p.

Bonilla, P.M. (2007). Guía para el manejo de residuos en rastros y mataderos municipales. Comisión Federal para la protección de riesgos sanitarios. México. 21 p.

Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Sánchez, M., Méndez, R. y Lema, J.M. (2002). Nitrification in salinewastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research*. 36, 2555-2560.

Cassidy, D.P y Belia, E. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from an abattior wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. *Water Research*. 39, 4817-4823.

Castañón, M.J de J.A. (2010). Granulación de biomasa aerobia degradadora de 4 Clorofenol. Reporte de estadía para obtener el título de técnico superior universitario en tecnología ambiental. Universidad Tecnológica de Querétaro. 59 p.

Castilla-Hernández, P. y Trejo-Aguilar, G. (2010). Separación y cuantificación de aniones por cromatografía de líquidos de alta resolución. Métodos y técnicas de laboratorio aplicables al estudio de ecosistemas, manual CBS 31. 7-12p.

Castillo, B.E.R., Bolio, R.A., Méndez, N.L.I., Osorio, R.J.H. y Pat, C.R. (2012). Remoción de materia orgánica en aguas residuales de rastro por el proceso de contactor biológico rotacional. *Ingeniería*. 16(2), 83-91.

Chiu, Y-C. y Chung, M.S. (2003). Determination of optimal COD/nitrate ratio for biological denitrification. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 51, 43-49.

Chiu, Y-C., Lee, L-L., Chang, C-N. y Chao, A.C. (2007). Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 59,1-7.



Ciudad, B.G.A. (2007). Nitrificación-Desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada. Tesis doctoral. Universidad de la Frontera Temuco-Chile. 167 p.

Claros, B.J.A. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. 254 p.

Cobos-Becerra, Y.L., González-Martínez, S. y González-Barceló, O. (2011). Gránulos anaerobios para la eliminación de nitrógeno amoniacal y nitratos en aguas residuales. *AIDIS*. 4 (1), 1-11.

Contreras, E.F. (1994). Manual de técnicas hidrobiológicas. Editorial Trillas. México. 141 p.

Cruz, G.M. (2010). Caracterización fisicoquímica y evaluación de las poblaciones microbianas que participan en la transformación de nitrógeno y el azufre en lodos activados en un biorreactor facultativo para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. 127 p.

Dallago, R.C., Gomes, S.D., Mees, J.B.R., Assis, T.M. y Moreira, S. (2012). Influence of ammonium nitrogen concentration and aeration time on poultry slaughterhouse wastewater nitrification process. *Journal of Food, Agriculture & Environment* 10 (2), 856-860.

Daniel, W.W. (2013). Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud. Editorial Limusa Wiley. 4a Ed. México. 928 p.

Del Moral, B.L.E. (2013). Evaluación del indicador trimestral de la actividad económica estatal primario para el estado de México 2003-2012. *Revista Trimestral de Análisis de Coyuntura Económica*. 6 (1), 50-56.

Depena, M.A. (2007). Wastewater treatment by anammox process: A short-circuit in the natural nitrogen cycle. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. España. 254 p.

Environmental Protection Agency (EPA). (2004). Technical Development Document for the Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Meat and Poultry Products Point Source Category (40 CFR 432). 69(173), 54475-54555.

Espinosa, A.J.J. (2011). Tratamiento de aguas residuales de matadero con elevado contenido en sangre mediante la combinación de procesos anaerobios de película fija (BAPF) y aerobio de membrana (MBR). Tesis de Doctorado. Universidad de Burgos. 391p.

Filali-Meknassi, Y., Auriol M., Tyagi R.D. y Surampalli R.Y. (2003). Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: Simulation versus Experimental studies. *Environmental. Technology.* 25, 23-38.

Figuroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L. y Méndez, R. (2008). Treatment of saline wastewater in SBR aerobic granular reactors. *Water Science and Technology.* 58.2, 479-485.

García, A.H. y Vázquez, D.R. (1998). Cuantificación de proteínas: una revisión. *BioTecnología.* Vol.3.

Gornall, G.A., Bardawill.J.C. y David, M.M. (1948). Determination of serum proteins by means of the Biuret reaction. *The journal of Biological Chemistry.* 177, 751-766.

González, D.M.C. (2007). Diversidad de las especies desnitrificantes del género *Halomonas*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 339 p.

Hach. (2014). <http://www.hach.mx/>



Hernández-Fydrych, V.C. (2013). Pos-Tratamiento de un efluente metanogénico en un reactor SBR Nitrificante/Desnitrificante. Tesis de Especialidad, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. 68 p.

Harris, D.C. (2001). Análisis químico cuantitativo. 2ª Edición correspondiente a la 5ª edición original norteamericana. Editorial Reverté S.A. Capítulo 24-25 y 655-733 p.

INEGI. (2011). México en cifras, información nacional, por entidad federativa y municipios. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/> (Consultado 30/mayo/2014).

Jarauta, L. (2005). Digestión anaerobia para el tratamiento de residuos orgánicos: estudio de las necesidades para la implantación en Perú. Proyecto fin de carrera. Cuadernos internacionales de tecnología para el desarrollo humano. 5.

Jia, Y., Gao, C., Zhang, L. y Jiang, G. (2012). Effects of pre-fermentation and influent temperatura on the removal efficiency of COD, NH-N and PO₃-P in slaughterhouse wastewater by using SBR. *Energy Procedia*. 16, 1964-1971.

Kuai, L. y Verstraete, W. (1998). Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic Nitrification-Denitrification system. *Applied and Environmental Microbiology* 64(11), 4500-4506.

Kundu, P., Debsarkar, A. y Mukherjee, S. (2013). Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: performance evaluation and biodegradation kinetics. *BioMed Research International*. 2013, 11-11.

Li, J., Healy, M.G., Zhan, X., Norton, D. y Rodgers, M. (2008). Effect of aeration rate on nutrient removal from slaughterhouse wastewater in intermittently aerated sequencing batch reactors. *Water Air Soil Pollut* 192, 251-261.

López-López, A., de la Barrera-Fraire, J. y Vallejo-Rodríguez, R. (2008). Acoplamiento de un sistema Anaerobio/Aerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 4(2), 269-277.

Mace, S. y Mata-Álvarez, J. (2002). Utilization of SBR technology for wastewater treatment: An overview. *Industrial and Engineering Chemistry Research*. 41, 5539-5553.

Massé, D.I. y Masse, L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering* 4(3), 139-146.

Masse, L., Massé, D.I. y Kennedy, K.J. (2003). Effect of hydrolysis pre-treatment on fat degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater. *Process Biotechnology* 38, 1365-1372.

Meng, Q., Yang, F., Liu, L. y Meng, F. (2008). Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. *Journal of Environmental Sciences* 20, 933-939.

Metcalf. y Eddy. (1991). *Wastewater Engineering. Treatment disposal and reuse*. McGraw-Hill International Editions. Third edition. Singapore Printed 50-52 y 125-128p.

Merzouki, M., Bernet, N., Delgenès, J.P. y Benlemlih, M. (2005). Effect of prefermentation of denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioresource Technology*. 96, 1317-1322.

Moreno, P.T. (2011). Estudio de la formación de gránulos aerobios en un biorreactor discontinuo secuencial durante la degradación de 4-clorofenol. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Querétaro. 66 p.

Moskowitz, S. (2012). Anaerobic digestion of slaughterhouse waste. Tesis de maestría. Universidad Davis, California. 22 p.

Muñoz, C.A. (2008). Caracterización y tratamiento de aguas residuales. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 305 p.

NOM-001-ECOL-1996. Norma oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes de las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación. 23 abril de 2003.

NOM-002-SEMARNAT-1996. Norma oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Diario Oficial de la Federación. 3 de junio de 1998.

NOM-003-SEMARNAT-1997. Norma oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicio al público. Diario Oficial de la Federación. 21 de septiembre de 1998.

NMX-AA-005-SCFI-2000. Análisis de agua - determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-005-1980).

NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO_5) y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-028-1981).

Palatsi, C.J. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Impact of the LCFA inhibition. Tesis doctoral. Univesitat de Lleida. 187 p.



Park, Y.J. y Yoo, J.Y. (2009). Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: which electron donor we can choose. *Applied Microbiology Biotechnology*. 82, 415-429.

Piug, B.S. (2008). Operation and control of SBR processes for enhanced biological nutrient removal from wastewater. Tesis doctoral. Universidad de Girona. 155 p.

Qin, L., y Liu, Y. (2006). Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic-anaerobic sequencing batch reactor. *Chemosphere* 63, 926-933.

Ren, L., Wu, Y., Ren, N., Zhang, K. y Xing, D. (2010). Microbial community structure in an integrated A/O reactor treating diluted livestock wastewater during start-up period. *Journal of Environmental Sciences* 22 (5), 656-662.

Reyes, P.M.D. (2009). Tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros mediante un sistema de biodegradación anaerobia-aerobia. Tesis para obtener el grado de maestría en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. Campus Morelos. 190 p.

Reynoso, P.R., Martínez, R.M.C. y Alvarado, C.M. (2002). Las problemáticas ambientales urbanas municipios de Apizaco, Tlaxco y Tlaxcala; México. Ordenamiento ecológico del estado de Tlaxcala. Coordinación General de Ecología. Tlaxcala, México.

http://fich.unl.edu.ar/CISDAV/upload/Ponencias_y_Posters/Eje08/Reynoso_Perez_Martinez_Rodriguez_Alvarado_Cardona/PROBLEM%C3%81TICA%20URBANA%20AMBIENTAL.pdf (Consultado 26/junio/2014).

Rigo, E., Rigoni, R.E., Lodea, P., De Oliveira, D., Freire, G.D.M., Treichel, H. y Di Luccio, M. (2008). Comparison of two lipases in the hydrolysis of oil and grease in

wastewater of the swine meat industry. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 47, 1760-1765.

Rijn, V.J., Yossi, T. y Harold, J.S. (2006). Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*. 34, 364-376.

Rodríguez, E., Isac, L., Fernández, N., Zorzona, A. y Mas, M. (2008). Identificación de bacterias filamentosas en EDAR industriales. *Tecnología del agua*. 56-64.

Rodríguez, U.R. (2011). Eliminación biológica de nitrógeno de un efluente con alta carga orgánica y amoniacal. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Catalunya. España. 85 p.

SIAP. (2015). Servicio de Información Agropecuaria y Pesquera. Resumen nacional. Población ganadera, avícola y apícola. <http://www.siap.gob.mx/> (Consultada el 27/junio/2014).

Signorini, P.M. (2007). Evaluación de riesgo en los rastros y mataderos municipales. *NACAMEH* 1(2), 118-141.

Signorini, P.M., Civit, G.S., Bonilla, P.M., Cervantes, R.M.E., Calderón, V.M., Pérez, M.A., Espejel, M.M.P. y Almazán, R.C. (2006). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. 62 p.

Sindhu, R. Meera, V. (2012). Treatment of slaughterhouse effluent using upflow anaerobic packed bed reactor. International Congress on Informatics, Environment, Energy and Applications. Singapore. 38 p.

Sombatsompop, K., Songpim A., Reabroi S. y Inkong-ngam P. (2011). A comparative study of sequencing batch reactor and moving-bed sequencing batch



reactor for piggery wastewater treatment. *Maejo International Journal Science and Technology*. 5, 191-203.

Sunder, G. y Satyanarayan, S. (2013). Efficient treatment of slaughter house wastewater by anaerobic hybrid reactor packed with special floating media. *International Journal of Chemical and Physical Sciences* 2, 73-81.

Trujillo, D., Font X. y Sánchez A. (2006). Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from composting of different wastes. *Journal of Hazardous Materials B* 138, 201-204.

Val Del Río, A., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L. y Méndez, R. (2013). Stability of aerobic granular biomass treating the effluent from a seafood industry. *International Journal of Environmental Research*. 7(2), 265-276.

V. Del Nery., Damianovic, M.H.Z., Moura, R.B., Pozzi, E., Pires, E.C. y Foresti, E. (2016). Poultry slaughterhouse wastewater treatment plant for high quality effluent. *Water Science Et Technology*. 73 (2) 309-316.

Valera, D.V. (2006). Obtención de un consorcio microbiano granular para la biodergradación de fenol en un reactor discontinuo de alimentación secuenciada. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 95 p.

Valladão, G.A.B., Freire, G.D.M, Cammarota, M.C. (2007). Enzymatic pre-hydrolysis applied to the anaerobic treatment of effluents from poultry slaughterhouse. *International Biodeterioration and Biodegradation* 60, 219-225.

Wu, G., Zheng, D. y Xing, L. (2014). Nitrification and N₂O emission in a denitrification and nitrification two-sludge system treating high ammonium containing wastewater. *Water* 6, 2978-2992.

Young-Ho, A. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry* 41, 1709-1721.

Zhan, X.M., Li J.P., Healy M.G., Norton D. y Rodgers M. (2007). Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in a intermittently aerated sequencing batch biofilm reactors. "Memorias" International Conference on Environmental Science and Technology. Kos Island, Greece, 5-7 September. 819-826.

ANEXO I
ALIMENTACIÓN LODOS NITRIFICANTES Y DESNITRIFICANTES

Reactor Nitrificante (Kuai y Verstraete, 1998).

Compuesto	g/L
Cloruro de Amonio	1.5
Bicarbonato de sodio	3.0
Fosfato de potasio	1.8
Fosfato de sodio	1.5
Micronutrientes nitrificantes (ml)	2

Solución micronutrientes nitrificantes

Compuesto	g/L
EDTA	5.0
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	2.2
FeSO ₄ · 7H ₂ O	5.0
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O	1.1
CaCl ₂ · 2H ₂ O	5.5
MnCl ₂ · 4H ₂ O	5.1
CuSO ₄ · 5H ₂ O	1.6
CoCl ₂ · 6H ₂ O	1.6

Reactor Desnitrificante (Kuai y Verstraete, 1998).

Compuesto	g/L
Cloruro de amonio	1.0
Acetato de sodio	0.85
Nitrato de sodio	0.91
Bicarbonato de sodio	3.0
Fosfato de potasio monobásico	1.8
Fosfato de sodio dibásico	1.5
Micronutrientes desnitrificantes (ml)	2

Solución micronutrientes desnitrificantes

Compuesto	g/L
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.0
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	30.0
$\text{ZnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1.0
CaCO_3	2.0
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1.5
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.25
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.25
HCl (32%)	50.0
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.25
H_2BO_3	0.50

ANEXO II

TÉCNICAS ANALÍTICAS

Compuesto	$y = mx+b$	R^2
NH_4^+ ($\mu\text{g/L}$)	$0.0011x-0.0118$	0.9996
NO_2^- (mg/L)	$38477x+48210$	0.999
NO_3^- (mg/L)	$14464x+8861.4$	0.9986
DQO (mg/L)	$0.0004x+0.0005$	0.9995
Proteínas ($\mu\text{g/L}$)	$0.0009x+0.0019$	0.9971
Proteína _T (mg/mL)	$0.0451x+0.0028$	0.9995
PT ($\mu\text{g/L}$)	$0.0002x+0.0037$	0.9946
PO_4^{3-} ($\mu\text{g/L}$)	$0.0002x+0.0061$	0.9987

ANEXO III

ALIMENTACIÓN REACTOR N/D

Compuesto	g/L
Cloruro de Amonio	1.5
Acetato de Sodio	1.08
Bicarbonato de sodio	3.0
Fosfato de potasio	1.8
Fosfato de sodio	1.5

ALIMENTACIÓN REACTOR D/N

Compuesto	g/L
Cloruro de Amonio	1.5
Nitrato de Potasio	0.582
Acetato de Sodio	1.08
Bicarbonato de sodio	3.0
Fosfato de potasio	1.8
Fosfato de sodio	1.5