CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN TECNOLOGÍA Y DISEÑO DEL ESTADO DE JALISCO, A.C.

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DEL PROCESO DE ELABORACIÓN DE FERTILIZANTE ORGÁNICO LÍQUIDO CON ALTA CARGA DE NITRÓGENO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS EN INNOVACIÓN BIOTECNOLÓGICA

TERMINACIÓN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

I. B. BRUNET MERARY ARRAZATE ZAZUETA

Director

Dr. Jorge del Real Olvera

Asesores

Dr. Oscar Aguilar Juárez

M.C.y T. Jorge Eduardo García Camacho

GUADALAJARA, JAL. MAYO 2021

CONACYT

CIATEJ

FOR-DI-08-43 r.0

Guadalajara, Jalisco a 26 de Enero de 2018

CONSEJO INSTITUCIONAL DE POSGRADO
DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN TECNOLOGÍA Y DISEÑO
DEL ESTADO DE JALISCO, A.C.
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del comité tutorial de la estudiante **I.B. Brunet Merary Arrazate Zazueta**, una vez leída y revisada la Tesis titulada "*Tratamiento de Aguas Residuales Provenientes del Proceso de Elaboración de Fertilizante Orgánico Líquido con Alta Carga de Nitrógeno*" aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la estudiante para aspirar al grado de Maestro en Ciencias e Innovación Biotecnológica y opción terminal en Ciencias Ambientales durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente al día 26 del mes de enero del año dos mil dieciocho.

Dr. Jorge del Real Olvera
Director de tesis/tutor académico

Dr. Oscar Aguilar Juárez
Asesor de tesis

Guadalajara, Jalisco, a 4 de marzo de 2021

CP/209/2021

BRUNET MERARY ARRAZATE ZAZUETA
ESTUDIANTE DE LA MAESTRÍA EN
CIENCIAS EN INNOVACIÓN BIOTECNOLÓGICA
NÚMERO DE MATRÍCULA 1503CA6208
PRESENTE

Por este medio le informo que el trabajo de tesis **"Tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido con alta carga de nitrógeno"** desarrollado bajo la dirección del siguiente comité tutorial:

Dr. Jorge del Real Olvera. Director de tesis
Dr. Oscar Aguilar Juárez. Asesor

ha sido aprobado para su impresión definitiva y defensa correspondiente para la obtención del grado de Maestra en Ciencias en Innovación Biotecnológica.

Sin otro particular, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE

Mtra. Fátima Gabriela Ordóñez de la Cruz
Coordinadora de Posgrados

CIATEJ
Coordinación de Posgrados

México 2021 Año de la Independencia

Derechos de Propiedad Intelectual

Este trabajo de Tesis se desarrolló en el seno de la Unidad de Investigación de Tecnología Ambiental del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. (**CIATEJ**), en el marco de la Convocatoria del Programa de Estímulos a la Investigación, Desarrollo Tecnológico e Innovación (***PEI***) 2015 en la modalidad de PROINNOVA, denominado *"***Formulación y validación a nivel piloto de un fertilizante obtenido del aprovechamiento de subproductos de la sangre bovina***"*, contando con el apoyo financiero del Consejo de Nacional de Ciencia y Tecnología (***CONACYT***) bajo el número de proyecto **221744**. La dirección de esta tesis estuvo a cargo del **Dr. Jorge del Real Olvera**, así como la responsabilidad técnica del proyecto aquí mencionado, quien es el autor de la idea original de dicho proyecto de investigación. Este documento contiene extractos e ideas originales de alguno de los informes técnicos del proyecto arriba mencionado, los cuales fueron aprobados satisfactoriamente por el ***CONACYT*** y la Empresa. Por lo anterior, cualquier uso total o parcial de la información contenida en esta Tesis con fines no académicos, queda condicionado a la autorización por escrito y previa autorización del ***CIATEJ***.

CIATEJ

Publicaciones Asociadas

1.- Brunet Merary Arrazate Zazueta, Jorge del Real Olvera. (2017). Sistema de Tratamiento de las Aguas Residuales Provenientes del Proceso de Elaboración de Fertilizante Orgánico. Academia Nacional de Ciencia Ambientales (ANCA). Chetumal, Qroo.

2.- Brunet Merary Arrazate Zazueta, Jorge del Real Olvera. (2017). Biological Treatment of Ammonium-Rich Wastewater from a Liquid Organic Fertilizer Plant by Partial Nitritation and Posterior Anaerobic Ammonium Oxidation. International Water Association (IWA). Morelia, Mich.

3.- Brunet Merary Arrazate Zazueta, Jorge del Real Olvera. (2017). Tratamiento Biológico Aerobio de las Aguas Residuales Provenientes de la Elaboración de Biofertilizantes. Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química A.C. (AMIDIQ). Ixtapa Zihuatanejo, Gro.

DEDICATORIAS

Este trabajo va dedicado a mis padres, por brindarme su confianza al momento de dejarme salir de mi ciudad de origen a realizar mis sueños y alcanzar una de mis muchas metas. Así como por siempre creer en mi.

A todos mis compañeros y Doctores del área de Tecnología Ambiental, en especial a esas personas que se adelantaron en el camino: mi gran compañero de laboratorio en fines de semana JGR y mi asesor y profesor GDV que desde el inicio siempre mostró su apoyo como un simple detalle que fue ofrecerse a ser nuestro AVAL. Ambas personas aportaron con su sabiduría en este proyecto.

Y sobre todo a mi asesor de tesis JDR el cual me aceptó dentro de su equipo de trabajo y asesoró durante 2 años en mi estadía en CIATEJ, así como por fuera, además por ser ese compañero de congresos, por su insistencia y apoyo en este proyecto, así como a mis asesores OAJ y JGC de los cuales recibí orientación en los resultados obtenidos durante la investigación.

INDICE DE CONTENIDO

Publicaciones Asociadas 3

INTRODUCCIÓN 15

Hipótesis 17

Objetivo general 17

Objetivos particulares 17

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO 18

1.1 Biofertilizantes 18

1.2 Tipos de Biofertilizantes 19

1.3 Proceso de elaboración de fertilizantes orgánicos 20

1.4 Ciclo del Nitrógeno 21

1.5 Problemas de nitrógeno como contaminante 22

1.6 Formas habituales del nitrógeno en aguas residuales 23

1.7 Métodos para la depuración de aguas residuales 24

1.7.1 Pre-tratamiento 25

1.7.2 Tratamiento primario 25

1.7.3 Tratamiento secundario 25

1.7.4 Tratamiento terciario 25

CAPÍTULO II. PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ALTA CARGA DE NH_4^+ 27

2.1 Procesos de remoción de NH_4^+ 27

2.2 Proceso de Nitrificación/Desnitrificación 28

2.3 Nitrificación 29

2.3.1 Inhibidores de la nitrificación 29

2.4 Desnitrificación 30

2.4.1 Inhibidores de la desnitrificación 31

2.5 Tipos de agua residual con alta carga de NH_4^+ 32

2.6 Sistemas biológicos para la remoción de NH_4^+ 33

2.6.1 Biomasa suspendida 34

2.6.2 Reactores secuenciales por lotes (SBR) 35

2.6.3 Nitrificación y desnitrificación simultánea 35

2.6.4 Nitrificación parcial y desnitrificación vía nitritos (SHARON) 36

2.6.5 Desnitrificación autótrofa por microorganismos desnitrificantes anóxicos (ANAMMOX) 37

2.6.6 Oxidación desnitrificante de amonio (DEAMOX) 37

2.6.7 Proceso de incremento de la biomasa nitrificante (BABE) 38
2.6.8. Reactor de Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) 39
2.7 Bacterias responsables de la nitrificación 40
2.8 Clasificación y características de las bacterias 40
2. 9 Bioquímica de las bacterias amonioxidantes 43
2. 9.1 Condiciones aerobias 43
2.9.2 Condiciones anóxicas 44
2.10 Bioquímica de las bacterias nitritoxidantes 44
3 Procesos fisicoquímicos 45
3.1 Coagulación-Floculación 45
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA 47
3.1 Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales 48
3.2 Tratamiento por nitrificación 48
3.2.1 Variables de operación 48
3.2.2 Etapa de adaptación del sistema aerobio (inóculo-sustrato) 49
3.2.3 Etapa de tratamiento aerobio en continuo. 50
3.3 Tratamiento biológico de desnitrificación 53
3.3.1 Variables de operación 53
3.3.2 Etapa de adaptación del sistema anaerobio (Inóculo-Sustrato) 53
3.3.3 Producción de biogás 54
3.3.4 Pruebas preliminares para medir el Potencial de Metano (AMPTS) 55
3.3.5 Etapa de tratamiento anaerobio en contínuo 56
3.3.6 Producción de biogás 57
3.4 Tratamiento fisicoquímico 58
3.4.1 Coagulación-Floculación 58
3.4.2 Etapa 1. Determinación del tipo coagulante 58
3.4.3 Etapa 2. Determinación de pH 59
3.4.4 Etapa 3. Determinación de dosis de coagulante 59
3.5 Tratamiento por cloración 60
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES 61
4.1 Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales 61
4.2 Procesos biológicos 63
4.2.1 Proceso Aerobio 63
4.2.2 Proceso de Aclimatación 63

4.2.3 Cinéticas de eliminación de NH_4^+ 65
4.2.4 Tratamiento del sistema aerobio en contínuo. 68
4.2.5 Cinética de degradación y cinética de formación 69
4.2.6 Cinética de remoción de amonio. 71
4.3 Sistema Anaerobio 73
4.3.1 Adaptación del sistema anaerobio 73
4.3.2 Parámetros en la adaptación anaerobia 74
4.3.3 DQO/biogás 74
4.3.3 Estudios preliminares (AMPTS II) 75
4.3.4. Tratamiento anaerobio en contínuo (FAFA) 76
4.4 Tratamiento fisicoquímico 78
4.4.1 Coagulación-Floculación 78
4.4.2 Determinación del mejor coagulante 78
4.4.3 Determinación de la mejor dosis 79
4.4.4 Determinación del mejor pH 80
4.5 Tratamiento por cloración 81
Conclusión 82
Bibliografía 84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores toxicológicos en especies acuáticas 22
Tabla 2. Concentraciones de NH_4^+ en aguas residuales industriales. 23
Tabla 3. Tratamientos más usuales para depuración de aguas 24
Tabla 4. Valores recomendados en los sistemas de nitrificación 29
Tabla 5. Valores recomendados en los sistemas de desnitrificación. 31
Tabla 6. Sistemas, valores y resultados de estudios realizados sobre la remoción de nitrógeno amoniacal en altas concentraciones (Chen et al., 2006). 33
Tabla 7. Clasificación de bacterias aminoxidantes y bacterias nitritoxidantes 41
Tabla 8. Características de las bacterias aminoxidantes 42
Tabla 9. Características de las bacterias nitritoxidantes 42
Tabla 10**.** Valores recomendados en los sistemas de nitrificación. 48
Tabla 11. Relación OD y nitrificación 51
Tabla 12. Condiciones de operación sistema aerobio en continuo 52
Tabla 13. Valores recomendados en los sistemas de desnitrificación. 53
Tabla 14. Condiciones de operación sistema anaerobio en continuo 57
Tabla 15. Caracterización fisicoquímica del agua residual. 61
Tabla 16. Velocidades máximas de crecimiento para el sistema aerobio. 65
Tabla 17. Velocidad de Consumo de Oxígeno (VCOD). 67
Tabla 18. Orden de cinética durante el tratamiento Aerobio. 68
Tabla 19. Valores promedios de remoción en la etapa Aerobia 73
Tabla 20. Comportamiento del Sistema Aerobio y Anaerobio acoplado 78
Tabla 21. Resultados elección de mejor coagulante con relación a DQO……..78
Tabla 22. Resultados elección de mejor dosis con relación a DQO……...79
Tabla 23. Resultados elección de mejor pH con relación a DQO……..80
Tabla 24. Tratamiento por prueba de jarras (elección de dosis óptima)……80
Tabla 25. Tren de tratamiento del agua residual del proceso de biofertilizante……82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de los distintos tipos de biofertilizante. 19
Figura 2. Esquema general del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido 20
Figura 3. Ciclo del nitrógeno (EPA, 2009). 21
Figura 4. Diversas formas del nitrógeno en las aguas residuales 24
Figura 5. Transformación biológica del nitrógeno (Reedy et al., 1998) 28
Figura 6. Proceso de nitrificación/desnitrificación (Bernet y Spérandio, 2006). 34
Figura 7. Pre y post-desnitrificación (Bernet y Spérandio, 2006). 34
Figura 8. Esquema de operación en los reactores tipo SBR 35
Figura 9. Perfil de concentración de oxígeno disuelto dentro de un flóculo microbiano (Zhu et al., 2008). 36
Figura 10. Comparación entre el proceso clásico de nitrificación/desnitrificación y el proceso ANAMMOX (Fux y Siegrist, 2004). 37
Figura 11. Esquema del proceso DEAMOX (Fux y Siegrist, 2004). 38
Figura 12. Esquema del proceso BABE. (Fux y Siegrist, 2004). 39
Figura 13. Sistema FAFA 40
Figura 14. Sistema de prueba de jarras (Aguilar, 2005). 45
Figura 15. Esquema de floculación-coagulación (Eckenfelder, 2000). 46
Figura 16. Etapas del tratamiento del agua residual 47
Figura 17. Esquema del sistema de adaptación de lodo aerobio. 49
Figura 18. Aclimatación de lodo proveniente de PTAR. 50
Figura 19. Sistema aerobio en continuo 50
Figura 20. Análisis de IVL (Cono Imhoff) 52
Figura 21. Sistema de adaptación en lote 54
Figura 22. Automatic Methane Potential Test System II (AMPTS) 55
Figura 23. Cromatógrafo de gases 56
Figura 24. Filtro Anaerobio 56
Figura 25. Tren de tratamiento biológico 57
Figura 26. Etapas del sistema de coagulación-floculación 58
Figura 27. Determinación de los parámetros biocinéticos del proceso aerobio: SSV (mg/L), NH_4^+ (mg/L). 64
Figura 28.Cinéticas de primera orden (remoción de NH_4^+) 1,811, 2,692 y 3,589 SSV (mg/L). 66
Figura 29. Cinéticas de primer orden (formación de NO_2^-) 1,811; 2,692 y 3,589 de SSV (mg/L). .. 66
Figura 30. Cinéticas de primer orden (formación de NO_3^-) 1,811; 2,692 y 3,589 en SSV (mg/L). .. 67
Figura 31. . Cinéticas de degradación y formación del proceso aerobio DQO / NH_4^+ / NO_2^- / NO_3^-. 70
Figura 32. Cinéticas de remoción de NH_4^+ (1,811 SSV mg/L). 71
Figura 33. Cinética de nitritación (NH_4^+ a NO_2^-) a 1,811 mg/L). 71
Figura 34. Cinética de nitratación (NO_2^- a NO_3^-) (1,811 mg/L). 72
Figura 35. Sistema de adaptación inóculo-sustrato (Arrazate, 2018) 73
Figura 36. Remoción de DQO y producción de biogás DQO (mg/L) y biogás acumulado (mL) 75
Figura 37. Sistema de tratamiento anaerobio 76
Figura 38. Efluente del proceso de nitrificación y desnitrificación 77
Figura 39. Prueba de jarras y coagulante óptimo 79
Figura 40. Prueba de jarras y pH óptimo 79
Figura 41. Prueba de jarras y dosis óptima 80

Figura 42. Parámetros al final de la cloración DQO (mg/L) / Color (Pt Co) /Turbiedad (NTU)..... 81
Figura 43. Cloración a diferentes dosis de hipoclorito de sodio. 81

ACRÓNIMOS

AE	Reactor Aerobio
AMPTS	Automatic Methane Potential Test System
ANAE	Reactor Anaerobio
AR	Agua Residual
BABE	Bio-Augmentation Batch Enhanced
CO	Carga Orgánica
COT	Carbono Orgánico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DEAMOX	Feasibility of enhancing the Denitrifying Ammonium Oxidation
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Enviromental Protection Agency
FAFA	Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente
F/M	Alimento/Microorganismo
IVL	Índice Volumétrico de Lodos
MO	Materia Orgánica
N_2	Nitrógeno Elemental
$N\text{-}NH_4^+$	Nitrógeno Amoniacal
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
NT	Nitrógeno Total
OD	Oxígeno Disuelto
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
Q	Caudal
SBR	Sequencing Batch Reactor
SHARON	Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite
SS	Sólidos Suspendidos
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SSVLM	Sólidos Suspendidos Volátiles en el Licor de Mezcla
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
T	Temperatura
t	Tiempo
TRC	Tiempo de Retención Celular
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
V	Volumen
VCOD	Velocidad de Consumo de Oxígeno Disuelto

RESUMEN

Grandes cantidades de nitrógeno amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) se liberan a través de los efluentes procedentes de las industrias de la refinería del petróleo, producción de amoniaco, fertilizantes, de pulpa y papel, de coque y del acero, así como también de numerosas descargas de las agroindustrias tales como: industria de la leche, porcícola, del curtido, destilería, producción de azúcar y algunas aguas residuales de origen doméstico como: los servicios sanitarios en carreteras y centros comerciales (Carrera *et al.,* 2003). Dichas descargas tienen efectos negativos en el ambiente y la salud pública (Lee *et al.,* 2006).

El presente trabajo de tesis tiene como objetivo evaluar la eliminación de las altas concentraciones de $N\text{-}NH_4^+$ y carga orgánica (expresada como DQO), presente en las aguas residuales generadas en la producción de Fertilizantes Orgánicos Líquidos, empleando un tren de tratamiento integrado por un reactor aerobio, un reactor anaerobio y un sistema fisicoquímico de coagulación-floculación.

En el principio, el reactor aerobio fue inoculado con diferentes concentraciones de lodos activados provenientes de una planta municipal de tratamiento (PTAR) (de 1,811 a 3,589 mg/L SSV) a temperatura constante (25 ºC). Para lograr la adaptación de la biomasa, el reactor fue operado por lotes durante 48 hrs, y posteriormente en continuo para llevar a cabo la remoción de contaminantes durante16 días. El reactor anaerobio fue inoculado con lodos de una planta de tratamiento de la industria tequilera a temperatura de 37 ºC y pH 7. El sistema fue operado por lotes para la adaptación de la biomasa durante 16 días, y en continuo para la remoción de contaminantes, durante 21 días.

Los parámetros de seguimiento para cuantificar la eficiencia en la remoción de contaminantes fueron***:*** DQO, NT, $N\text{-}NH_4^+$, NO_2^- y NO_3^-. El vertido resultante del sistema biológico (aerobio/anaerobio) se sometió a un tratamiento de coagulación-floculación y posteriormente a una cloración, para eliminar posibles organismos patógenos.

Los resultados obtenidos muestran buen desempeño del sistema biológico, logrando porcentajes de remoción de 92% para el NH_4^+, además de 85% y 79% para nitritos y nitratos respectivamente. Posteriormente, se empleó un sistema fisicoquímico (prueba de jarras) logrando incrementar la remoción de los contaminantes. Finalmente, se realizó una cloración con hipoclorito de sodio, con el fin de eliminar los posibles microorganismos patógenos resultantes del proceso. Las remociones finales del tren de tratamiento fueron de 91.4% para

la DQO, 93.4% para NH_4^+ y 94.9% para NT, además de una disminución del 31.9% en turbiedad.

ABSTRACT

High quantities of ammonium are released from different kinds of industries, like petrochemical, ammonium, fertilizer, pulp, paper, coke and steel industry (Carrera *et al.*, 2003) These discharges have negative effects in the environment and public health (Lee *et al.*, 2006).

The main objective of this work was to evaluate the biodegradation high concentrations of NH_4^+ with concentrations of 800 -3,589 mg/L SSV , using firtsly aerobic reactor at constant temperature 25°C. To achieve the adaptation of the biomass, the reactor was operated in batches for 48 hrs, and subsequently continuously to carry out the removal of contaminants for 16 days. The anaerobic reactor was inoculated with sludge from a tequila industry treatment plant at a temperature of 37 ºC and pH 7. The system was operated in batches to adapt the biomass for 16 days, and continuously to remove contaminants. for 21 days.

The monitoring parameters to quantify the efficiency in the removal of pollutants were: COD, NT, N-NH_{4+}, NO_{2-} and NO_{3-}. The effluent resulting from the biological system (aerobic / anaerobic) was subjected to a coagulation-flocculation treatment and subsequently to a chlorination, to eliminate possible pathogenic organisms.

The results obtained show good performance of the biological system, achieving removal percentages of 92% for NH4 +, in addition to 85% and 79% for nitrites and nitrates respectively. Subsequently, a physicochemical system (jar test) was used, managing to increase the removal of contaminants. Finally, a chlorination with sodium hypochlorite was carried out, in order to eliminate the possible pathogenic microorganisms resulting from the process. Final removals from the treatment train were 91.4% for COD, 93.4% for NH_{4+} and 94.9% for NT, in addition to a 31.9% decrease in turbidity.

INTRODUCCIÓN

El amoniaco es uno de los componentes transitorios en el agua, puesto que es parte del ciclo del nitrógeno y se ve influido por la actividad biológica. Se ha comprobado que es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados.

El nitrógeno amoniacal se produce por la hidrólisis enzimática de la urea, compuesto siempre presente en las aguas residuales sanitarias. Esta descomposición da como productos amoníaco disuelto (NH_3) y ión amonio (NH_4^+), aparecen en forma molecular o como ion amonio, dependiendo del pH. La hidrólisis de este material es rápida, por lo que la urea raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes.

Las aguas superficiales normalmente no deben contener amoniaco. En general, la presencia de amoníaco disuelto o ion amonio es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa en las aguas.

Dentro de los efectos negativos a la salud que representa el nitrógeno amoniacal en las aguas se pueden mencionar: la toxicidad para la vida acuática, reacciones de hemoglobina en la sangre, disminución de funcionamiento de la glándula tiroidea, producción de nitrosaminas (las cuales son conocidas como precursoras de cáncer, son altamente tóxicas y por tanto se requiere realizar su remoción); así como alta carga orgánica (DQO), además de nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). En la actualidad, existen reportados varios sistemas de reacción que pueden lograr la remoción de estos contaminantes del agua.

Los sistemas biológicos de nitrificación y desnitrificación son sistemas ampliamente utilizados para solucionar este problema, en donde generalmente la remoción biológica del NH_4^+ comprende dos etapas: la primera involucra la oxidación parcial del NH_4^+ mediante sistemas aerobios, dando como resultado la formación de NO_2^- y NO_3^-. La segunda etapa involucra la reducción de NO_3^- por bacterias heterótrofas, bajo condiciones anaerobias y en presencia de carbono orgánico (desnitrificación) hasta N_2 gaseoso, el cual es un gas inerte y componente mayoritario en la atmósfera. No obstante, uno de los principales problemas de los tratamientos biológicos anteriores, es la inhibición del consorcio microbiano por la alta concentración de NH_4^+ durante la etapa aerobia (Carrera *et al.*, 2003).

El presente trabajo tiene como objetivo llevar a cabo la depuración de las aguas residuales provenientes del proceso de elaboración de Fertilizantes Orgánicos Líquidos (***FOL***) que contienen elevadas concentraciones de Nitrógeno Amoniacal (NH_4^+) y carga orgánica (expresada como DQO), empleando un tren de tratamiento que consta de un sistema biológico de nitrificación/desnitrificación y un posterior tratamiento fisicoquímico de coagulación-floculación.

Para lograr lo anterior, en el primer capítulo se describe la situación mundial de la producción de Fertilizantes Orgánicos Líquidos (***FOL***), destacando su importancia en función a su aporte económico. Posteriormente se describe el proceso de producción de ***FOL*** y por último se mencionan los diferentes tipos de tratamiento reportados en la literatura para el tratamiento de los vertidos de este tipo de industrias.

En el capítulo dos, se identifican las diferentes opciones biológicas reportadas en la literatura para el tratamiento de las aguas residuales con alta carga de nitrógeno amoniacal y carga orgánica, con énfasis en las operaciones de nitrificación y desnitrificación, como las opciones más viables técnica y económicamente.

El capítulo tercero describe los materiales y métodos usados en este estudio para realizar la evaluación de la eficiencia de depuración en los procesos propuestos en el tratamiento de aguas residuales del proceso de producción de Fertilizantes Orgánicos Líquidos, a través de los sistemas de nitrificación/desnitrificación, además se detalla la metodología empleada para realizar la técnica fisicoquímica de coagulación-floculación.

Finalmente, en el capítulo cuatro se presentan los resultados obtenidos en la fase de experimentación, los cuales son analizados en función de la eficiencia de remoción de compuestos nitrogenados y materia orgánica, expresada como DQO.

Hipótesis

El tren de tratamiento propuesto para la depuración de las aguas residuales industriales, mediante el proceso de nitrificación/desnitrificación y posterior coagulación-floculación es una alternativa técnicamente viable para realizar la remoción del nitrógeno amoniacal y la carga orgánica presente en los efluentes de la industria de los Fertilizantes Orgánicos Líquidos.

Objetivo general

Evaluar la eficiencia de remoción del nitrógeno amoniacal y la carga orgánica presente en las aguas residuales generadas en el proceso de elaboración de Fertilizante Orgánico Líquido mediante un tren de tratamiento constituido por un proceso biológico de nitrificación/desnitrificación y posteriormente un sistema de coagulación-floculación.

Objetivos particulares

- Analizar el estado del arte sobre la depuración de aguas residuales provenientes de la agroindustria con alta carga de orgánica y nitrógeno amoniacal.

- Caracterizar fisicoquímicamente el efluente residual proveniente del proceso de producción de fertilizantes orgánicos líquidos de sangre bovina.

- Determinar las principales condiciones de operación requeridas por el proceso de eliminación biológica de carga orgánica y nitrógeno amoniacal mediante el sistema de nitrificación/desnitrificación.

- Determinar las velocidades de consumo de nitrógeno amoniacal y nitrato durante la nitrificación.

- Estimar la eficiencia de remoción de un tratamiento fisicoquímico de coagulación en la remoción de turbiedad y color.

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO

1.1 Biofertilizantes

Se les denomina fertilizantes orgánicos a los productos que contienen uno o varios microorganismos del suelo y puede ser aplicado a la semilla o al suelo con el fin de incrementar su número, asociarse directa o indirectamente al sistema radical de las plantas, favorecer su interacción e incrementar el desarrollo vegetal y reproductivo de la planta huésped. Estos posibilitan la degradación de los nutrientes del suelo y permiten que la planta asimile de mejor manera los compuestos, ayudando a un óptimo desarrollo de los cultivos.

Existen dos tipos de fertilizantes orgánicos, los líquidos de uso directo y los sólidos que deben ser disueltos en agua o mezclados con la tierra, para ser aplicados de forma directa. Los fertilizantes orgánicos actúan en el suelo sobre tres propiedades: físicas, químicas y biológicas. Los Fertilizantes Orgánicos Líquidos (***FOL***) se obtienen de la degradación y mineralización de materiales orgánicos (estiércol, desechos domésticos, pasto, etc.). El uso e influencia de los fertilizantes orgánicos es cada vez más frecuente en el medio, por dos razones: el abono que se produce es de mayor calidad y el costo es bajo, comparado con los fertilizantes inorgánicos que se consiguen en la industria.

Los fertilizantes orgánicos más comercializados en la actualidad son inocuos para el hombre y el ambiente, la mejor respuesta agronómica a la aplicación de estos materiales se ha encontrado en suelos con baja fertilidad. Por lo general, al comparar los fertilizantes orgánicos con los tradicionales, los primeros son más económicos y de fácil transportación. Por ejemplo, los fertilizantes inorgánicos de origen químico, a pesar de resultar benéficos para los suelos, se ha comprobado que causan daños al ambiente (como acidificación del suelo por el uso excesivo de compuestos nitrogenados de baja adsorción).

Actualmente, dentro de los distintos tipos de fertilizantes orgánicos disponibles en el mercado, se pueden encontrar a los abonos, la composta y aquellos que incluyen inoculantes microbianos, además de los derivados de subproductos agrícolas vegetales y animales. El uso de fertilizantes orgánicos en la agricultura, trae ventajas ambientales y económicas ya que satisfacen las necesidades nutricionales de los cultivos (Sorensen, 1999).

1.2 Tipos de Biofertilizantes

Un esquema general de los diferentes tipos de fertilizantes orgánicos se puede observar en la figura 1.

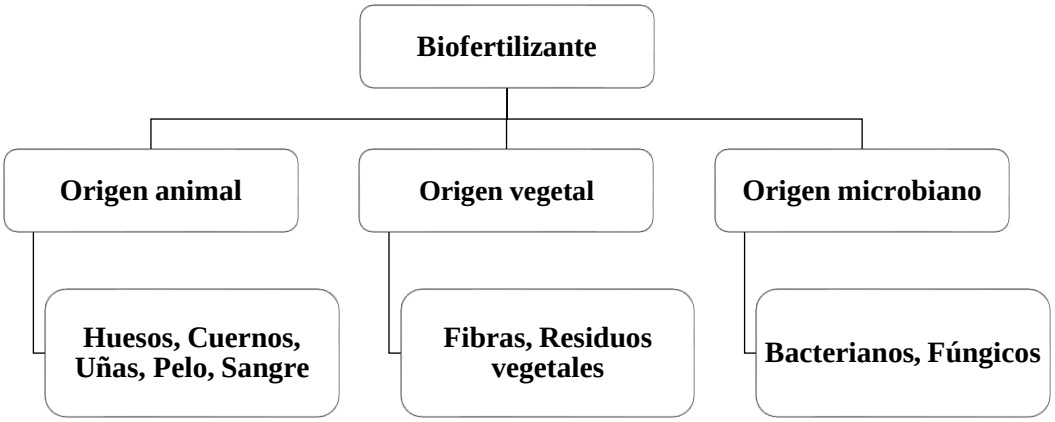


Figura 1. Esquema general de los distintos tipos de biofertilizante.

A continuación, se da una breve descripción de los diferentes tipos de fertilizantes orgánicos que existen actualmente en el mercado:

- **Fertilizante de origen vegetal**

Este tipo de material se obtiene a través del procesamiento de fibras y residuos vegetales, los cuales pueden ser usados aplicándolos directamente al suelo o después de su transformación física o química. Estos fertilizantes orgánicos se caracterizan por su notable aporte al suelo de compuestos que contienen nitrógeno, fósforo, potasio y materia orgánica. Los excelentes resultados obtenidos al aplicar este material han demostrado que pueden reemplazar en cierto grado, la aplicación de fertilizantes minerales (Brosius *et al.*, 1998).

- **Fertilizantes microbianos**

Este material tiene la particularidad de contener diversas formulaciones de agentes microbianos (bacterias, hongos, actinomicetos y algas). Dichos inoculantes son formulados para cumplir con funciones muy específicas, como promover el crecimiento y nutrición en plantas y suelos, además de incrementar las defensas de los vegetales ante plagas y enfermedades (Shen, 1997).

- **Fertilizante de origen animal**

La elaboración de los fertilizantes de origen animal consiste en el uso de desechos de la agroindustria, tales como los residuos de matadero (harinas de huesos, pescado y semillas de algodón, guano de aves marinas, sangre seca, desperdicios de cuero, etc.). Por lo general se les utiliza en la horticultura intensiva. Tienen altos contenidos de nitrógeno y fósforo, que pueden ser absorbidos por las plantas en su totalidad, su aplicación en grandes cantidades no presenta los riesgos de las dosis equivalentes de fertilizantes inorgánicos (Casafe, 1993). Su principal ventaja es que son biodegradables y su procesamiento es de bajo costo (Gousterova et al., 2008).

1.3 Proceso de elaboración de fertilizantes orgánicos

El proceso industrial para la elaboración de fertilizante orgánico líquidos (***FOL***) a partir de sangre bovina inicia con la recepción de una pipa de sangre a procesar, con un volumen aproximado de 30,000 litros. Durante dicho proceso se eliminan por calentamiento 4,950 litros de agua en forma de vapor y 5,550 litros en la obtención de los productos finales (soluble de sangre y biofertilizante) un esquema general se puede apreciar en la figura 2. El total de las tres salidas del proceso da un volumen de *10,500 litros*.

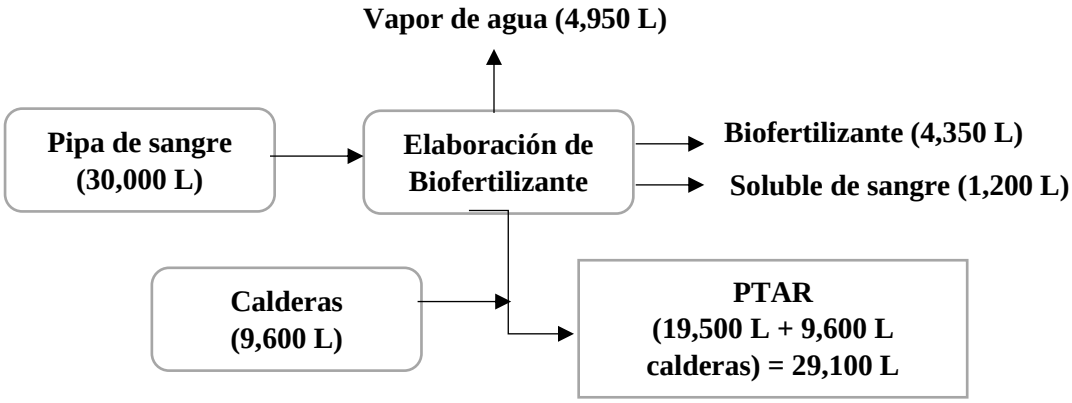


Figura 2. Esquema general del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido

Por lo que aplicando el balance de materia:

Entrada = Salidas

Se tiene que:

30,000 L – 10,500 L= (19,500 Litros de efluente del proceso + 9,600 Litros provenientes de calderas)

El volumen de efluente generado del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido es de aproximadamente 19,500 litros, los cuales se dirigen hacia la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) junto con el agua de condensados de caldera (9,600 litros) introducida durante el proceso, teniendo un volumen total de 29,100 litros como efluente residual, por cada pipa de sangre recibida para su procesamiento. Dicho vertido presenta concentraciones significativas de carga orgánica, pero sobretodo de compuestos nitrogenados, es por esto que su tratamiento previo a su disposición final en algún cuerpo hídrico es importante.

1.4 Ciclo del Nitrógeno

El nitrógeno de manera natural existe en diversas formas químicas, debido a que puede operar con altos números de oxidación, esto se puede observar cuando se generan múltiples compuestos orgánicos o como nitrógeno amoniacal (NH_4^+), en donde el estado de oxidación del nitrógeno es de -3. Así mismo se encuentra en estado de oxidación del otro extremo, tal es el caso del nitrógeno de nitrato (NO_3^-), los cuales muestran un estado de oxidación de +5. En el medio ambiente, estos cambios en la óxido-reducción los llevan a cabo microorganismos vivos. La relación entre varios de los compuestos y las transformaciones que pueden ocurrir a menudo, se muestran esquemáticamente en la figura 3, el cual es conocido como el ciclo del nitrógeno (EPA, 2009).

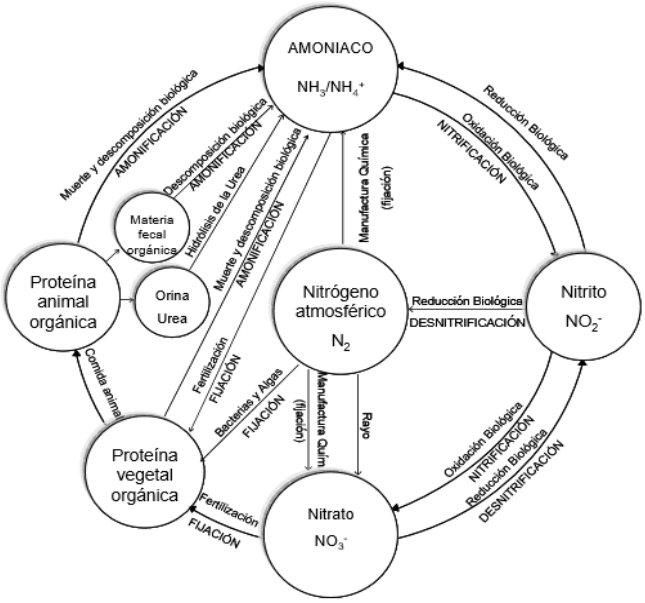


Figura 3. Ciclo del nitrógeno (EPA, 2009).

Desafortunadamente, el rápido desarrollo de las actividades industriales humanas ha causado un incremento del nitrógeno en ríos, lagos y zonas costeras, lo cual constituye un grave problema de contaminación, ya que varias de las formas en que se puede encontrar el nitrógeno, generan problemas importantes de contaminación ambiental, tal es el caso del NH_4^+ (Lin *et al.*, 2009).

1.5 Problemas de nitrógeno como contaminante

La transformación del NH_4^+ en condiciones aerobias genera como productos intermediarios NO_2^- y NO_3, los cuales son promotores de otro problema ya que el NO_2^- pueden causar la metahemoglobinemia (enfermedad del niño azul), especialmente en niños menores de seis meses (Lee *et al.*, 2006; Metcal & Eddy, 2003). Otro efecto que ocasionan las diferentes formas de los compuestos del nitrógeno presentes en las aguas residuales es la eutrofización (Lin *et al.*, 2006).

Para la vida acuática, la presencia de estos compuestos genera un gran problema de toxicidad, como se puede observar al analizar los valores toxicológicos mostrados en la tabla 1. La inmensa mayoría de estos compuestos y sus concentraciones están por debajo de las concentraciones presentes en los efluentes que generan algunas industrias como se puede observar en la tabla 2.

Tabla 1. Valores toxicológicos en especies acuáticas

Especie acuática	**Valor toxicológico (mg/L)**	**Tiempo de exposición (h)**
Salmón Coho	0.455	96
Pez de Oro	2-2.5	24-96
Trucha adulta Arcoíris	0.097	24
Pez gato caminador	0.28	48
Salmón agua bonita	0.76	96

Tabla 2. Concentraciones de NH_4^+ en aguas residuales industriales.

Agua Residual	NH_4^+ (mg/L)	Referencia
Industria del curtido	200-500	Carrera, 2003
Lodos de drenaje	600-700	
Producción de amoniaco	350-1,000	Visvanathan, 2007
Destilería – Vinazas	878	Medina y Mijviova, 2004
Granjas porcícolas	1,101-1,776	Montaolvo, 2004
Refinería	135-6,650	Ford, 1991

1.6 Formas habituales del nitrógeno en aguas residuales

El nitrógeno en el agua residual se puede encontrar en diferentes formas (N orgánico, NH_4^+, NO_2^- y NO_3^-), en concentraciones variables. Normalmente en las aguas residuales el nitrógeno suele presentarse mayoritariamente en formas reducidas; es decir, nitrógeno orgánico y amoniacal en proporciones de 40% y 60%, mientras que las formas nítricas y nitrosas son inferiores a 1% (EPA, 2009). A la suma del nitrógeno orgánico y el que se encuentra como amoniaco se le denomina Nitrógeno Kjeldahl; y a las formas de nitrito y nitrato se les conocen como Nítrico. El nitrógeno orgánico es transformado rápidamente a nitrógeno amoniacal, donde la forma predominante es el NH_4^+, como consecuencia del pH característico del agua residual. El NO_2^- es inestable debido a que es fácilmente oxidable a NO_3^- el cual es usado como aceptor de electrones en condiciones anaerobias.

La figura 4 relaciona las diversas formas en las que se puede encontrar el nitrógeno en las aguas residuales. La suma de sus concentraciones parciales permite conocer el contenido total de nitrógeno.

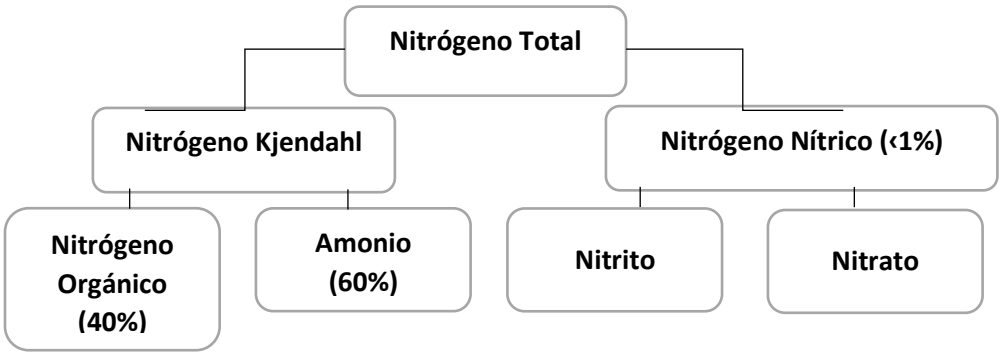


Figura 4. Diversas formas del nitrógeno en las aguas residuales

1.7 Métodos para la depuración de aguas residuales

Dentro de los métodos disponibles para la depuración del agua residual, se encuentran distintos procesos como físicos, químicos y biológicos, los tres tienen como fin la eliminación de contaminantes presentes en los efluentes residuales de uso humano. El objetivo de los tratamientos es producir agua limpia o reutilizable.

Esquemáticamente las aguas residuales se pueden someter a diferentes niveles de tratamiento (pre-tratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario), dependiendo del grado de depuración deseado. No obstante lo anterior, en la tabla 3 se aprecia otra manera de clasificar los tratamientos más utilizados en la depuración de vertidos residuales, esto cuando dependen del proceso empleado como operación unitaria.

Tabla 3. Tratamientos más usuales para depuración de aguas

Físicos	Químicos	Biológicos
• Sedimentación • Flotación • Filtración • Evaporación • Adsorción • Desorción • Extracción	• Coagulación-floculación • Precipitación química • Oxidación-reducción • Reducción electrolítica • Intercambio iónico • Osmosis inversa • Desinfección	• Lodos activados • Filtros bacterianos • Biodiscos • Lagunas aireadas • Degradación anaerobia

1.7.1 Pre-tratamiento

En esta etapa se acondicionan las aguas residuales para continuar con el tren de tratamiento mediante la reducción o eliminación de características no favorables del agua, que de otro modo podría impedir la operación correcta del sistema o aumentar excesivamente el mantenimiento de los procesos intermedios y de los equipos. En esta etapa los procesos más utilizados son las rejillas y cribas, que separan del medio restos voluminosos como palos, telas y demás material que puede obstruir la entrada del agua al sistema de depuración.

1.7.2 Tratamiento primario

Aquí se hacen sedimentar los materiales suspendidos usando tratamientos físicos o fisicoquímicos. En algunos casos dejando simplemente las aguas residuales un tiempo en tanques estabilizadores o añadiendo al agua contenida en tanques, sustancias químicas quelantes que hacen más rápida y eficaz la sedimentación. Se estima que después de un tratamiento primario se eliminan de 40 a 60% de los sólidos en suspensión y se reduce de 20 a 40% en la DBO_5.

1.7.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario (generalmente biológico), tiene como objetivo estabilizar la materia orgánica presente en el agua residual. Por lo general, los procesos microbiano empleados son aeróbicos; es decir, los microorganismos degradan la materia orgánica en presencia del oxígeno disuelto. El tratamiento secundario supone, emplea y acelera los procesos naturales en la eliminación de residuos. En presencia de oxígeno, las bacterias aeróbicas convierten la materia orgánica en formas estables, como dióxido de carbono, agua, nitratos, fosfatos, además de otros materiales orgánicos. Actualmente existen diversos procesos alternativos para el tratamiento secundario como: filtros biológicos, lagunas de estabilización y lodos activados.

1.7.4 Tratamiento terciario

Este tratamiento va más allá del nivel de tratamiento secundario convencional para eliminar nitrógeno, fósforo, metales pesados y compuestos orgánicos biodegradables. Además de los procesos biológicos de eliminación de nutrientes, se utiliza la coagulación química,

floculación y sedimentación, seguido por la filtración y carbón activado. También es usual la desinfección del efluente para la eliminación de agentes patógenos. Los sistemas menos utilizando en esta etapa por su alto costo económico son la ósmosis inversa, intercambio iónico y la ultrafiltración.

CAPÍTULO II. PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ALTA CARGA DE NH_4^+

2.1 Procesos de remoción de NH_4^+

Debido a los problemas ambientales y de salud que ocasiona el NH_4^+ en el agua, se han realizado numerosos trabajos para remover éste contaminante, los cuales proponen diversos métodos tales como: la nitrificación seguida de desnitrificación biológica, desorción (o stripping), precipitación química y conversión electroquímica.

Se ha reportado que los procesos fisicoquímicos en el tratamiento de este contaminantes son menos favorables que los procesos biológicos, ya que producen lodos químicos en el pretratamiento, lo que constituye una importante desventaja para estos procesos de remoción de NH_4^+ (Van Loosdrecht y Salem, 2006). El costo de utilizar procesos fisicoquímicos es significativamente más alto que uno biológico, se ha encontrado que un proceso Sharon utilizando metanol, presenta un costo de 0.9-1.4 euros/kg N removido, mientras que un proceso fisicoquímico puede ser 10 veces más costoso, debido principalmente al consumo de energía (Van Loosdrecht y Salem, 2006).

La nitrificación seguida de una desnitrificación son el proceso más utilizado para la remoción de nitrógeno amoniacal en aguas residuales, (Ruiz *et al.*, 2003). Dentro de sus desventajas se tiene que a altas concentraciones de NH_4^+, NO_2^- y NO_3^- se inhibe la nitrificación, se ha reportado que a concentraciones iguales o superiores a 200 mg/L de NH_4^+ el proceso biológico muestra cierto grado de inhibición (Carrera *et al.*, 2003).

Bernet y Spérandio en el 2006, mencionan que otra desventaja para los procesos biológicos es cuando el nitrógeno amoniacal se encuentra a concentraciones mayores de 800 mg/L, donde los costos de inversión y de operación (alta demanda de O_2) se incrementan significativamente. Además, el proceso de nitrificación es muy sensible a la presencia de compuestos tóxicos como: metales pesados y compuestos orgánicos.

2.2 Proceso de Nitrificación/Desnitrificación

En el agua residual doméstica, el nitrógeno se encuentra principalmente en forma de urea, que finalmente es descompuesta a nitrógeno amoniacal, este proceso se llama amonificación. Esta oxidación es un proceso de dos etapas, en donde se involucran bacterias como *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, el primer tipo es responsable de la oxidación de amonio a nitrito, mientras que el segundo es encargado de oxidar el nitrito (NO_2^-) en nitrato (NO_3^-) (Dichtl *et al.*, 2010).

En el proceso de nitrificación/desnitrificación, ocurren transformaciones complejas de óxido-reducción. En la figura 5 se muestran los procesos biológicos que se llevan a cabo. Se sabe que, la eliminación del nitrógeno se consigue principalmente en dos etapas de conversión. La primera es la nitrificación, aquí se reduce la demanda de oxígeno del amoniaco mediante su conversión a nitrato. No obstante en este paso, el nitrógeno apenas ha cambiado de forma y no se ha eliminado. En el segundo paso que es la desnitrificación, el nitrato se convierte en un producto gaseoso (N_2O o nitrógeno gas), que frecuentemente es eliminado como emisión a la atmósfera (Metcalf & Eddy, 2003). En el caso del N_2O, este primero se considera indeseable por su efecto invernadero y se obtiene por inhibición de la óxido nitroso reductasa, por lo que su desnitrificación es incompleta

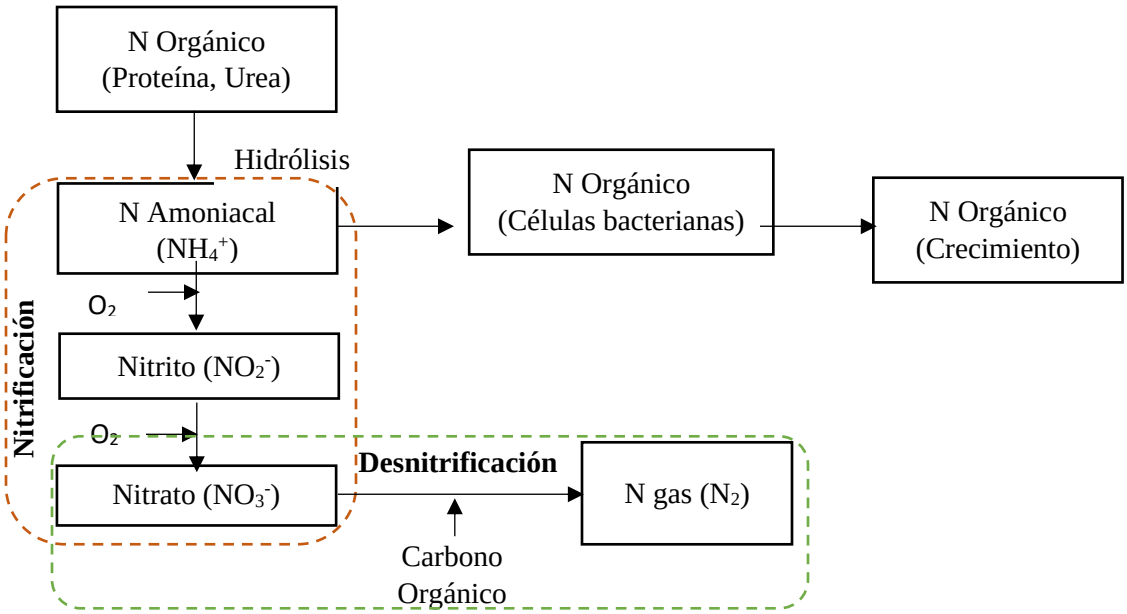


Figura 5. Transformación biológica del nitrógeno (Reedy et al., 1998)

2.3 Nitrificación

Las principales bacterias implicadas en la nitrificación son las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, las cuales son responsables de la oxidación del NH_4^+ a NO_2^- (nitritación) y de NO_2^- a NO_3^- (nitratación), como se describe en las siguientes ecuaciones (1-4).

$$\boldsymbol{NH_4^+ + 1.5\ O_2 \rightarrow^{Nitrosomas} \rightarrow\ NO_2^- + H_2O + 2H^+} \qquad \textit{Ec. 1)}$$

$$\boldsymbol{NO_2^- + 0.5\ O_2\ \rightarrow^{Nitrobacter} \rightarrow\ NO_3^-} \qquad \textit{Ec. 2)}$$

$$\boldsymbol{NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow^{Nitrifiliers} \rightarrow\ NO_3^- +\ H_2O +\ 2H^+} \qquad \textit{Ec. 3)}$$

$$\boldsymbol{N \rightarrow NH_4^+ \rightarrow NH_2OH \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-} \qquad \textit{Ec. 4)}$$

2.3.1 Inhibidores de la nitrificación

Las condiciones de operación que más influyen en la nitrificación son la temperatura, pH, toxicidad, carga orgánica y el Oxígeno Disuelto (*OD*) (Reddy *et al.*, 1998). En la tabla 4 se muestran los valores recomendados para llevar a cabo una nitrificación eficiente.

Tabla 4. Valores recomendados en los sistemas de nitrificación

Proceso	Parámetros	Valores	Referencia
Nitrificación	T (°C)	15-35	Reddy *et al.*, 1998
	pH	7.5-8.5	Grunditz y Dalhammar, 2001
	Alcalinidad total (mg/L $CaCO_3$)	>50	Gerardi, 2006
	OD (mg/L)	>2.1	Gerardi, 2006

- **Temperatura**

Esta ejerce un efecto importante sobre las constantes biocinéticas de nitrificación. Al igual que ocurre con la mayor parte de microorganismos, los organismos nitrificantes son muy sensibles a cambios bruscos en la temperatura. Cuando el incremento de este factor es rápido, el aumento de la velocidad de crecimiento es menor, en cambio si se produce una caída de temperatura, se provocará una disminución en la actividad (García y Fernández-Polanco, 1996).

- **pH**

El pH óptimo de la nitrificación se encuentra en el rango de 6.8 a 8.0. A pH cercanos a 6.0 la nitrificación es lenta. Este factor puede causar la activación y desactivación de las bacterias nitrificantes. Algunas sustancias están en función del pH como el amoniaco, el ácido nitroso y metales pesados. La alcalinidad se consume durante el proceso de nitrificación, así desde el punto de vista teórico por cada mg/L de NH_4^+ oxidado, se remueven 7.1 mg/L de $CaCO_3$. Esta transformación se da solo en la nitratación (García y Fernández-Polanco, 1996).

- **Oxígeno Disuelto (OD)**

A bajas concentraciones de oxígeno disuelto, las bacterias nitrificantes son más sensibles que las bacterias heterótrofas. La nitrificación puede llevarse a cabo sin problemas a concentraciones de hasta 1 mg/L de OD, se recomienda que los niveles de OD se encuentren siempre por encima de 2 mg/L, para así garantizar que el oxígeno llegue al interior de los flósculos formados por las bacterias (EPA, 2009).

2.4 Desnitrificación

La reducción del nitrógeno en forma de NO_3^- por conversión hasta gas de N_2 se puede conseguir biológicamente bajo condiciones anóxicas (sin oxígeno disuelto). A este proceso se conoce con el nombre de desnitrificación, y se lleva a cabo por microorganismos heterotróficos, los cuales utilizan NO_3^- y NO_2^- como aceptores de electrones en lugar del O_2 (Bernat y Wojnowska, 2007).

El primer paso de la desnitrificación consiste en la conversión de NO_3^- en NO_2^-, posteriormente los NO_2^- son convertidos a NO, N_2O y N_2. Las reacciones de reducción del NO_3^-, en el proceso de desnitrificación se presentan en la siguiente ecuación (Metcalf y Eddy, 2003):

$$\boldsymbol{NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2} \qquad \textit{Ec. 5)}$$

2.4.1 Inhibidores de la desnitrificación

Otros autores reportan que el uso de ácido acético como fuente de carbono aumenta la velocidad de la desnitrificación. La oxidación de compuestos aromáticos como el benceno a dióxido de carbono esta íntimamente ligada con aceptores de electrones como el ion nitrato. Así como también cabe mencionar que la desnitrificación puede llevarse a cabo en presencia de ligninocelulosa como donador de electrones por el género Bacillus. La desnitrificación se efectúa en menor tiempo en presencia de sustancias orgánicas de estructura química sencilla (Bickers Paul O., 1999). En la Tabla 5 se pueden observar los valores recomendados por la literatura para llevar a cabo de manera eficiente el proceso de desniftrificación.

Tabla 5. Valores recomendados en los sistemas de desnitrificación.

Proceso	Parámetros	Valores recomendados
Desnitrificación	T, °C	5-25 (Reddy *et al.*, 1998)
	pH	7-8 (Metcalf y Eddy, 2003)
	ORP, mV	-100 a 100 (Gerardi, 2006)
	OD, mg L^{-1}	<1 (Gerardi, 2006)

A continuación se describen los factores que generan inhibición del sistema en la desnitrificación, sino son controlados de manera adecuada:

- **Temperatura**

Esta afecta a la tasa de eliminación del nitrato y al crecimiento microbiano, aunque también los organismos son sensibles a los cambios de temperatura (Freixó, 2007). Al aumentar la temperatura se disminuye la solubilidad del oxígeno, con lo que se favorecen las condiciones anóxicas necesarias para la desnitrificación (García y Fernández-Polanco, 1996).

- **pH**

La desnitrificación contrariamente a la nitrificación provoca alcalinidad del medio, con lo cual aumenta el pH, debido que los iones de bicarbonato aumentan, y se lleva a cabo una disminución del ácido carbónico. Según la literatura, por lo general el pH óptimo se sitúa entre 7 y 8, con diferentes valores óptimos que dependen de las diferentes poblaciones bacterianas existentes (García y Fernández-Polanco, 1996).

- **Fuente de carbono orgánico**

Para obtener una buena cinética de desnitrificación es esencial que exista una relación adecuada de Carbono/Nitrógeno (C/N), con una fuente de carbono fácilmente degradable para evitar que el proceso principal sea hacia la producción de amonio en vez de hacia los productos gaseosos.

2.5 Tipos de agua residual con alta carga de NH_4^+

En la tabla 6, se muestran algunos sistemas, valores y resultados de estudios realizados sobre la remoción de altas concentraciones de nitrógeno amoniacal presentes en aguas residuales industriales.

Tabla 6. Sistemas, valores y resultados de estudios realizados sobre la remoción de nitrógeno amoniacal en altas concentraciones (Chen *et al.*, 2006).

Tipo de agua residual	Sistema	DQO (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	Fuente de Carbono	Volumen (L)	Remoción (%)	OD (mg/L)	TRH (d)	V_N	pH	T (°C)	Referencia
Sintética e industrial	Lodo activado N/DN	1300 - 1500	4000-6000	Mezcla de etanol	27 c/u	90-100			0.11 - 0.18	7.5 N 8-9 DN	20	Carrera, 2003
Industrial	Lodo activado N/DN	7000 kgd^{-1}	1300 kg/d	Alcohol	4050 m^3 - AE 1750 m^3 - ANOX				0.1-0.3	7.6-8	38	Pedersen, 2003
Lixiviado de lodos	SBR Tres fases N/DN	1500-1900	1223	Etanol	6	96-98	3-1.1	1.7-0.5		9-8.2	30	Lai, 2004
Sobrenadante de un digestor anaerobio	SBR (1) y SBBR (2) N	480	400-600	Acetato-propionato	10 (1) 16 (2)	69	2.0-3.0	2.8 (1) 1.5 (2)	0.5	7.5-7.6	30	Pambrun, 2004
Agua sintética e industrial	Reactor con membra-nas		1400		20	100		4.6 h		7.8	27	Walter, 2005

Como se ha comentado previamente, el NH_4^+ en solución acuosa puede existir en dos formas: NH_3 (amoniaco) y NH_4^+ (amonio), la proporción relativa de éstas depende de factores como la temperatura, pH y la salinidad. A pH $\leq$ 8, la proporción del NH_4^+ típicamente llega a exceder en un 99%. El equilibrio cambia hacia un 50% cuando se tiene pH≈9.5, mientras que a pH=11, el NH_3 predomina (Chen *et al.*, 2006).

2.6 Sistemas biológicos para la remoción de NH_4^+

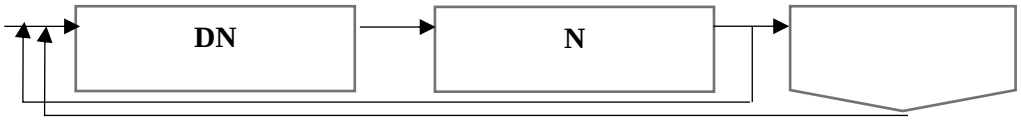
Según el ciclo del nitrógeno y el metabolismo de los compuestos nitrogenados, se han desarrollado e implementado tecnologías y procesos biológicos para remover el nitrógeno de las aguas residuales, como sistemas convencionales y novedosos (Zhun *et al.*, 2008). Aquí se analizan con más detalle los sistemas biológicos como los de: ***a)*** biomasa suspendida, ***b)*** reactores secuenciales por lotes (SBR), ***c)*** nitrificación y desnitrificación simultánea, ***d)*** nitrificación parcial y desnitrificación vía nitritos (SHARON), ***e)*** desnitrificación autótrofa por microorganismos desnitrificantes anóxicos (AMAMMOX), ***f)*** oxidación desnitrificante

de amonio (DEAMOX), ***g)*** proceso de incremento de la biomasa nitrificante (BABE), ***h)*** filtro anaerobio de flujo ascendente.

2.6.1 Biomasa suspendida

Este sistema puede ser diseñado como un solo sistema o dos sistemas separados. Si se utiliza un sistema de lodos se necesitan alternar condiciones aerobias y anóxicas, si es en dos sistemas se pueden combinar los sistemas anóxicos y aerobios. La selección de la configuración del proceso biológico de remoción de nutrientes depende de las características del agua residual, y de la forma del nitrógeno en el efluente, la materia orgánica y la relación DQO/N (Bernet y Spérandio, 2006).

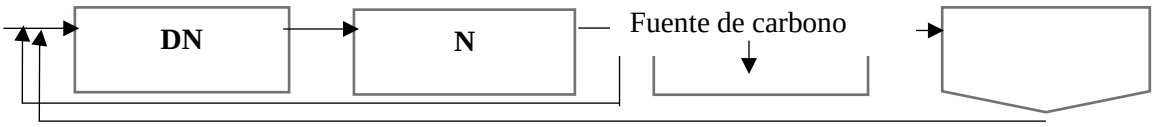
La configuración de la pre-desnitrificación puede ser elegida cuando la mayor fuente de nitrógeno del agua residual está constituida por NO_3^- y NO_2^-. Una limitante de este sistema es que una fracción de NO_3^- producido en el tanque de aireación, no es reducido y puede quedar presente en el agua tratada (Bernet y Spérandio, 2006).



DN: Etapa de desnitrificación; N: Etapa de nitrificación

Figura 6. Proceso de nitrificación/desnitrificación (Bernet y Spérandio, 2006).

En algunos casos, se puede dar la post-desnitrificación. Aquí se agrega una fuente de carbono fácil de biodegradar. Si no se agrega esta fuente de carbono, la desnitrificación suele ser muy lenta debido a la respiración anóxica endógena de las bacterias heterotróficas (figura 7) *(*Bernet y Spérandio, 2006*)*.



DN: Etapa de desnitrificación; N: Etapa de nitrificación

Figura 7. Pre y post-desnitrificación (Bernet y Spérandio, 2006).

2.6.2 Reactores secuenciales por lotes (SBR)

Los Reactores Secuenciales por Lotes (o SBR, por sus siglas en inglés) pueden ser utilizados para la nitrificación, desnitrificación. Dentro de sus ventajas se tiene la simplicidad de su diseño (menor espacio y mejor costo de diseño). Este proceso permite alcanzar efluentes con baja concentración de NH_4^+, logrando altas velocidades de nitrificación y desnitrificación, con buenas propiedades para la sedimentación de lodos (Lai *et al.*, 2004).

Un aspecto importante de diseño en estos sistemas es considerar la posibilidad de inhibición, debido al modo de alimentación por lotes y a que las altas concentraciones del contaminante se mantienen en el reactor durante un determinado tiempo. Los SBR son operados con varias etapas de alimentación, seguidas por periodos anóxicos y aerobios, donde al final se tiene una etapa de sedimentación y vaciado (ver figura 8), el tiempo de ciclo es variable aunque comúnmente está entre 5-10 horas, dependiendo del Tiempo de Retención Hidráulico (THR) y la velocidad de sedimentación (Bernet y Spérandio, 2006).

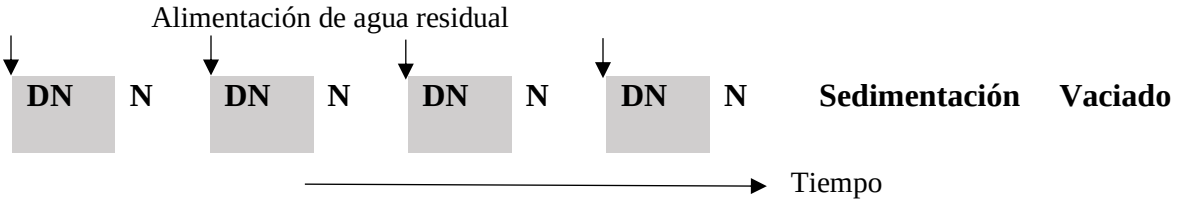


Figura 8. Esquema de operación en los reactores tipo SBR

2.6.3 Nitrificación y desnitrificación simultánea

En estos sistemas, durante el proceso de nitrificación y desnitrificación, la eliminación del amonio y ácido nítrico, se están llevando a cabo de manera simultánea en un único reactor (Keller *et al.*, 1997). Se han propuesto dos mecanismos que dan respuestas a este proceso, uno de carácter físico y otro de carácter biológico (Hibiya *et al.*, 2003).

El mecanismo físico se encuentra gobernado por los gradientes de oxígeno disuelto (OD) presente dentro de los flóculos de lodos activados. En la figura 9, se encuentra representado un esquema del perfil de dos flóculos de diferente tamaño, donde se puede apreciar que el tamaño influye en la difusión del oxígeno a través del sólido, lo que condiciona la existencia de zonas anaerobias y anóxicas dentro del mismo flóculo. Las bacterias autótrofas se distribuyen sobre la periferia del flóculo, en donde las concentraciones

de oxígeno se encuentran por encima de 2 mg O_2/L, mientras que las bacterias desnitrificantes se ubican en el interior del flóculo, en donde la concentración de oxígeno es muy baja (Zhu *et al.,* 2008).

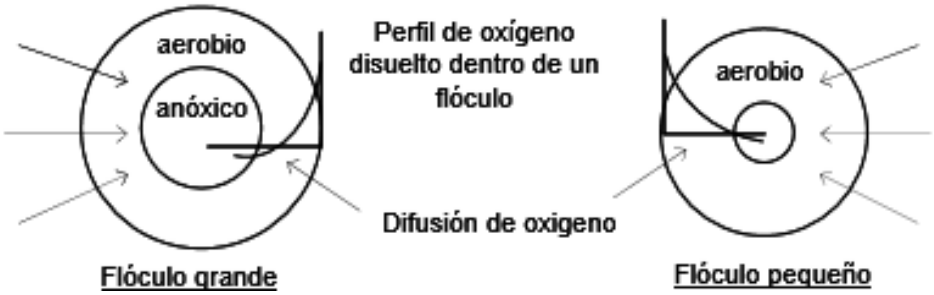


Figura 9. Perfil de concentración de oxígeno disuelto dentro de un flóculo microbiano (Zhu *et al.,* 2008).

El mecanismo biológico responde a los procesos de oxidación de amonio por parte de los microorganismos heterótrofos nitrificantes, mientras que la reducción de nitrito y nitrato se realiza por parte de los microorganismos desnitrificantes en condiciones aerobias (Wylffels *et al.,* 2003). Otros parámetros que influyen en este proceso son el pH, el TRH y el tiempo de retención celular (Zhu *et al.,* 2008).

2.6.4 Nitrificación parcial y desnitrificación vía nitritos (SHARON)

La nitrificación y desnitrificación puede ser llevada a cabo por medio de una nitrificación parcial, donde la oxidación del NH_4^+ se detiene en la etapa de NO_2^- y luego se convierte a N_2 por la desnitrificación, ahorrando el 25% del O_2 consumido (Ruíz *et al.,* 2003), así como el 40% de carbono requerido para la desnitrificación. Una ventaja de este proceso es que la velocidad de desnitrificación vía nitrito es de 1.5 a 2 veces mayor que una desnitrificación vía nitratos. El primer proceso a escala real en un solo reactor, este proceso es conocido como proceso SHARON (Zhu *et al.,* 2008).

La inhibición de la bacteria oxidativa de los NO_2^- es fundamental para que se lleve a cabo el proceso de nitrificación/desnitrificación vía NO_2^-, ya que esta bacteria oxida los NO_2^- a NO_3^-, convirtiendo una nitrificación parcial en una nitrificación completa. Los parámetros que se han reportado como inhibidores de las bacterias que oxidan a los NO_2^- son: la

concentración de oxigeno disuelto, la temperatura, el tiempo de retención celular y la concentración del sustrato (Zhu *et al.*, 2008).

2.6.5 Desnitrificación autótrofa por microorganismos desnitrificantes anóxicos (ANAMMOX)

Este sistema consiste en un proceso de desnitrificación autótrofa por microorganismos desnitrificantes anóxicos (Garzón-Zuñiga, 2005). Este radica en la oxidación de NH_4^+, con el NO_2^- como aceptor de electrones. El proceso necesita ser precedido por una unidad parcial desnitrificadora, no necesita materia orgánica biodegradable, debido a que las bacterias implicadas son quimiolitotróficas. En la figura 10, se comparó el proceso clásico de nitrificación/desnitrificación con el proceso nitrificación/ANAMMOX, desde el punto de vista ambiental y económico, obteniendo rendimientos similares (85-90% remoción de N), concluyendo que la segunda opción es más sustentable, debido a que no produce gases de efecto invernadero (CO_2 y N_2O), así como el tener la ventaja de no necesitar una fuente de carbono y una baja producción de lodos (Fux y Siegrist, 2004).

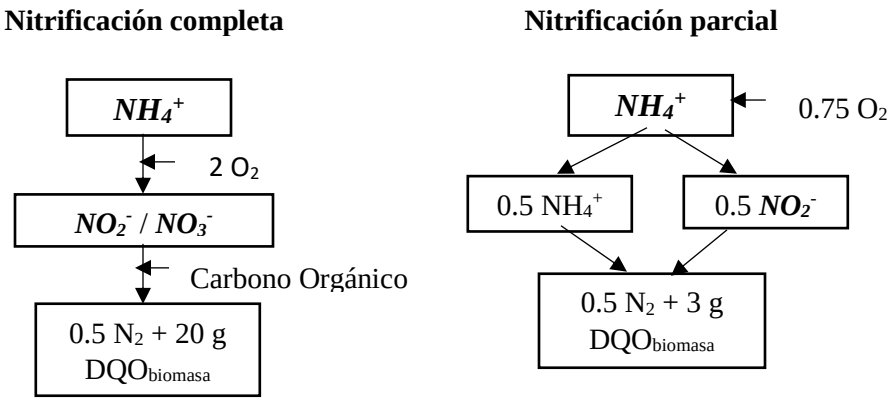


Figura 10. Comparación entre el proceso clásico de nitrificación/desnitrificación y el proceso ANAMMOX (Fux y Siegrist, 2004).

2.6.6 Oxidación desnitrificante de amonio (DEAMOX)

Las oxidaciones desnitrificantes de amonio combinan el proceso de ANAMMOX con condiciones desnitrificantes, usando sulfuro (S_2^-) como donador de electrones para reducir nitrato a nitrito (Kalyuzhnyi *et al.*, 2006). Este tratamiento está destinado para aguas residuales con altas concentraciones de NH_4^+ y S_2^-.

En la figura 11 se muestra un diagrama de flujo del proceso DEAMOX, así como las principales reacciones involucradas. El primer paso consiste en el pretratamiento en un reactor anaerobio del efluente que contiene nitrógeno orgánico y sulfato. Una parte del efluente de este primer paso, es usado para alimentar el reactor nitrificante, donde el amonio es oxidado a nitrato. El efluente de este segundo reactor es llevado al reactor DEAMOX junto con la parte restante del efluente del reactor anaerobio. El reparto de las aguas residuales dependerá de las características del vertido, especialmente de las concentraciones de sulfato y amonio. La presencia de estos, propicia la reacción DEAMOX.

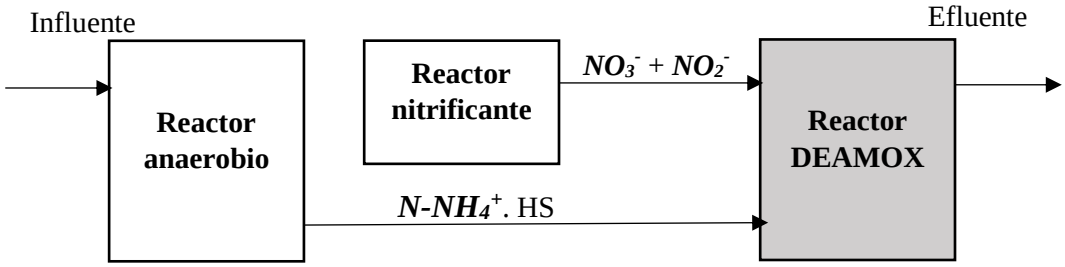


Figura 11. Esquema del proceso DEAMOX (Fux y Siegrist, 2004).

Dentro del reactor DEAMOX el nitrato es reducido a nitrito, siendo el sulfuro el donador de electrones. La presencia de sulfuro de hidrógeno puede provocar la inhibición de todas las especies involucradas en el sistema. Además, este tratamiento está limitado a aguas residuales con elevado contenido de sulfato (Kalyuzhnyi *et al.*, 2006).

2.6.7 Proceso de incremento de la biomasa nitrificante (BABE)

El proceso BABE, por sus siglas en inglés (Bio-Augmentation Batch Enhanced) es un sistema que permite conseguir la nitrificación completa en sistemas de lodos activados que trabajan a tiempos de retención celulares inferiores al óptimo para el proceso de nitrificación. Este proceso es posible gracias al enriquecimiento de la biomasa en bacterias autótrofas nitrificantes que se producen al implantar un reactor de nitrificación en la corriente de recirculación de lodos. Este nuevo reactor se alimenta con el agua proveniente de la deshidratación de lodos y un porcentaje de caudal de recirculación de lodos. El proceso BABE es usado para mejorar el grado de nitrificación en plantas de tratamiento que se encuentran en su límite de capacidad con mínimas necesidades de espacio. Ver en la figura 12, el esquema general.

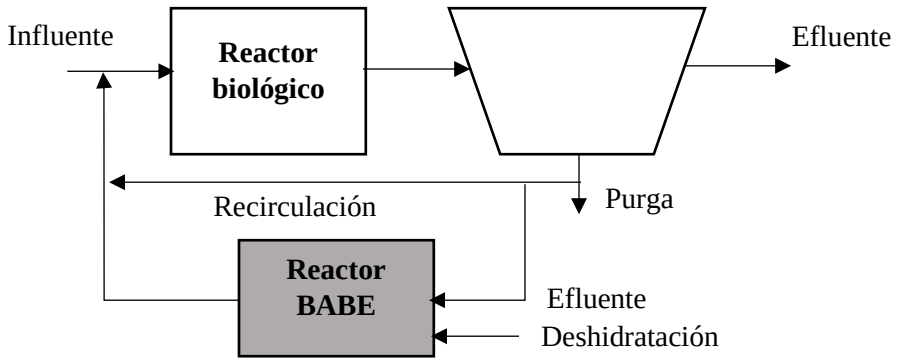


Figura 12. Esquema del proceso BABE. (Fux y Siegrist, 2004).

En este proceso se aprovecha la elevada concentración de NH_4^+ del agua de deshidratación y la alta concentración de bacterias autótrofas nitrificantes presentes en la corriente de recirculación de fangos respecto las líneas de aguas, para reducir el tiempo de retención necesario al conseguir la nitrificación. Como resultado, se genera el crecimiento de bacterias autótrofas nitrificantes ya presentes en el fango recirculado (Salen *et al.*, 2003). El caudal de recirculación no tiene que ser demasiado elevado ya que reduce la temperatura del reactor. Un caudal demasiado bajo disminuye el rendimiento del proceso porque reduce la concentración de bacterias autótrofas nitrificantes, las cuales son indispensables en este tipo de proceso.

2.6.8. Reactor de Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA)

En los filtros anaerobios de flujo ascendente, se puede decir que el contacto entre el sustrato y los microorganismos que se encargarán de reducir su carga contaminante, se realiza así. Las microorganismos que alimentan al reactor a través de un falso fondo por donde el flujo se distribuye uniformemente. Los microorganismos se adhieren a la superficie del medio en forma de fina biopelícula, o bien se agrupan en forma de una masa de lodo floculado o granulado dentro de los intersticios del medio.

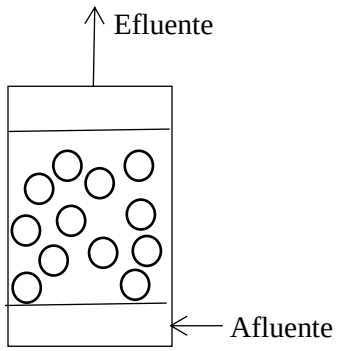


Figura 13. Sistema FAFA

La materia orgánica soluble que pasa a través del filtro, se difunde dentro de las superficies de los sólidos adheridos o floculados, donde se realiza el proceso de degradación anaerobia. De acuerdo a la anterior descripción se puede inferir que los filtros anaerobios pueden considerarse alternativamente como reactores de cultivo fijo.

2.7 Bacterias responsables de la nitrificación

Las bacterias autótrofas se encargan de oxidar los componentes nitrogenados con el fin de obtener energía, la cual será utilizada en su crecimiento y alimentación, mientras que obtienen el carbono para su crecimiento celular por la reducción de CO_2.

Las principales bacterias implicadas en la nitrificación son las bacterias *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, las cuales son responsables de la oxidación del NH_4^+ a NO_2^- (nitritación) y de NO_3^- (nitratación), respectivamente (Dichtl *et al.*, 2010).

2.8 Clasificación y características de las bacterias

Durante la nitrificación existen dos tipos de bacterias, las aminoxidantes y las nitritoxidantes, el primer grupo obtiene energía mediante la oxidación del amoníaco no ionizado a nitrito mientas que las bacterias nitrioxidantes, oxidan los nitritos a nitratos (Suzuki *et al.*, 1974). El primer proceso se conoce como nitritación mientras que el segundo se le conoce como nitratación.

Las bacterias responsables de la nitrificación son agrupadas en la familia llamada *Nitrobacteracea*, donde las bacterias aminoxidantes se caracterizan por el prefijo –Nitroso y las bacterias nitrioxidantes se denominan con el prefijo –Nitro- (Watson *et al.*, 1989). Las bacterias del género *Nitrosomas, Nitrosococcus, Nitrosolobus y Nitrosovibrio* participan en

la primera etapa de la nitrificación, es decir son bacterias aminoxidantes. La segunda fase la llevan a cabo las bacterias del género *Nitrobacter, Nitrococcus, Nitrospira y Nitrospina* como se muestra en la tabla 7 (Watson *et al.*, 1986).

Tabla 7. Clasificación de bacterias aminoxidantes y bacterias nitritoxidantes

	Género	**Especie**		**Género**	**Especie**
AMINIOXIDANTES	*Nitrosomas*	*N. aestuarii*	**NITRITOXIDANTES**	*Nitrobacter*	*N. alkalicus*
		N. communis			*N. hamburgensis*
		N. europaea			*N. vulgaris*
		N. eutropha			*N. winogradskyi*
		N. halophila			
		N. marina			
		N. nitrosa			
		N. oligotropha			
		N. ureae			
	Nitrosospira	*N. briensis*		*Nitrospina*	*N. gracilis*
		N. multiformis			
		N. tenuis			
	Nitrosolubis	*N. multiformis*		*Nitrospira*	*N. marina*
					N. moscoviensis
	Nitrosocuccus	*N. oceani*			
		N. halophilus			
		N. nitrous			
		N. mobilis			

Todos los miembros de estos dos grupos son bacterias gram-negativas quimioautótrofas, estas se caracterizan por la capacidad de utilizar un compuesto químico inorgánico como fuente de electrones para la inmovilización de carbono inorgánico en biomasa. Los quimioautótrofos por lo general son aerobios, emplean el oxígeno como aceptor de electrones. Todos los géneros nitrificantes se pueden distinguir inicialmente por la forma celular. Hay bacterias en forma esféricas, espirales, vibrioide o lobudar y todas las especies tienen pared celular gram-negativa. En las tablas 8 y 9 se muestran las características de las bacterias aminoxidantes y nitritoxidantes.

Tabla 8. Características de las bacterias aminoxidantes

Características	Género	Grupo	Hábitats
• Gram (-) • Membrana periférica	*Nitrosomas*	Beta	Suelo Agua residual Ambientes marinos
• Esferas grandes • Membrana vesicular	*Nitrosococcus*	Beta	Agua dulce Ambientes marinos
• Espirales • Flagelo peritricos	*Nitrosospira*	Beta	Suelos
• Pleomórfico • Flagelo peritricos	*Nitrosolobus*	Beta	Suelos

Tabla 9. Características de las bacterias nitritoxidantes

Características	Género	Grupo	Hábitats
• Varillas cortas • Flagelos terminal único	*Nitrobacter*	Alpha	Suelo Agua dulce Ambientes marinos
• Largas varillas • Inmóviles	*Nitrospina*	Delta	Ambientes marinos
• Esferas • Flagelos terminales	*Nitrococcus*	Gamma	Ambientes marinos
• Forma helicoidal a vibroide • Sin membrana interna	*Nitrospira*	Nitrospirae	Ambientes marinos Suelos

Las bacterias nitrificantes están ampliamente extendidas en la naturaleza. Se encuentran en la mayoría de los ambientes aerobios donde existe la presencia de amonio. De

acuerdo a sus características ecofisiológicas, se ha observado que aparecen solo en sitios concretos como ríos, lagos de agua dulce, lagos salados y plantas de tratamiento de aguas residuales (Boer *et al.*, 2001). Este tipo de bacterias se encuentran en ambientes ya sea con una concentración de oxígeno baja o condiciones anóxicas (Voytek *et al.*, 1999).

2. 9 Bioquímica de las bacterias amonioxidantes

2. 9.1 Condiciones aerobias

En condiciones aerobias, las bacterias amonioxidantes extraen su energía de la oxidación del amonio a nitrito, que es catalizada por dos enzimas clave, amonio monooxigenasa (AMO) y oxidorreductasa hidroxilamina (HAO). La enzima AMO oxida al amonio a hidroxilamina (NH_2OH) que es el compuesto intermedio del proceso (ecuación 9).

Esta oxidación se divide en dos partes (ecuación 7 y 8), y la oxidación del amonio necesita de dos electrones exógenamente suministrados (Boer *et al.*, 2001).

$$\boldsymbol{NH_3 + \frac{1}{2}\, O_2 \rightarrow NH_2OH} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = +17\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 7)}$$

$$\boldsymbol{\frac{1}{2}O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -137\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 8)}$$

$$\boldsymbol{NH_3 + O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow NH_2OH + H_2O} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -120 kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 9)}$$

La hidroxilamina es después oxidada por la enzima perisplasmática HAO a nitrito (ecuación 12)

$$\boldsymbol{NH_2OH + H_2O \rightarrow HNO_2 + 4H^+ + 4e^-} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = +23\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 10)}$$

$$\boldsymbol{\frac{1}{2}O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -137\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 11)}$$

$$\boldsymbol{NH_2OH + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow HNO_2 + 2H^+ + 2e^-} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -114\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 12)}$$

Esta segunda oxidación está compuesta por varias partes en las cuales se forma la enzima ligada nitrioxilo (NOH) y el óxido nítrico (NO). El NOH puede ser liberado como el óxido nitroso (N_2O) y óxido nítrico (NO) (Anderson, 2002). Dos electrones de la oxidación de hidroxilamina se transfieren a la oxidación del amonio y los otros dos electrones pasan a

la cadena respiratoria para la generación de energía. La reacción global muestra que la oxidación del amonio causa la producción de ácido nitroso.

$$\boldsymbol{NH_3 + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow HNO_2 + H_2O} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -234\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 13)}$$

2.9.2 Condiciones anóxicas

Las bacterias *Nitrosomas eutropha* puede crecer con el NO_2 y N_2O_4 como fuente de oxígeno en lugar de O_2 para la oxidación del amonio a hidroxilamina (Schmidt y Bock, 1997). Además la AMO aislada puede oxidar el amonio con el NO_2 bajo condiciones anóxicas (Fiencke y Bock, 2004). Este ciclo especulado de óxido de nitrógeno es apoyado por la formación de NO y NO_2/N_2O_4 (Zart y Bock, 1998).

El amonio puede ser utilizado directamente como sustrato o puede obtenerse mediante la hidrolización de urea (Koops *et al.*, 1991). Utilizar la urea como fuente de amonio puede ser importante para las bacterias amonioxidantes en los suelos ácidos, donde la concentración de amonio real es baja como consecuencia del bajo pH (Boer y Kowalchuk, 2001).

2.10 Bioquímica de las bacterias nitritoxidantes

Las bacterias nitritoxidantes extraen su energía de la oxidación de los nitritos en nitratos (ecuación 14). Un único paso está involucrado en esta oxidación, que se lleva a cabo por la enzima nitrito oxidoreductasa en *Nitrobacter*. En los géneros *Nitrococcus*, *Nitrospina* y *Nitrospira*. Para la oxidación del nitrito, no se consume O_2 debido a que el átomo de oxígeno en la molécula de nitrato se deriva de agua. Cuando el nitrito se oxida a nitrato no hay producción de protones (ecuación 16).

$$\boldsymbol{NO_2 + H_2O \rightarrow NO_2 + 2H^+ + 2e^-} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = +83 kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 14)}$$

$$\boldsymbol{\frac{1}{2}O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -157\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 15)}$$

$$\boldsymbol{NO_2 + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow NO_2} \qquad \boldsymbol{\Delta G' = -74\ kJ/mol} \qquad \textit{Ec. 16)}$$

3 Procesos fisicoquímicos

3.1 Coagulación-Floculación

La técnica de fisicoquímica de coagulación-floculación a través del sistema de prueba de jarras es un procedimiento de tratabilidad muy práctico y valioso en materia de tratamiento de aguas por precipitación química (coagulación y floculación). Esta prueba permite evaluar diferentes combinaciones de dosis de coagulante y pH, bajo condiciones similares de agitación y mezclado, con el propósito de obtener las mejores condiciones técnicas y económicas de tratamiento (Wiesmann U., 2007). La efectividad se evalúa midiendo del clarificado la turbidez, el color y otros parámetros de interés, como la carga orgánica (DQO).

Esta prueba se desarrolla básicamente en tres etapas:

- Determinación del mejor floculante/coagulante
- Determinación de la mejor dosis
- Determinación del mejor pH

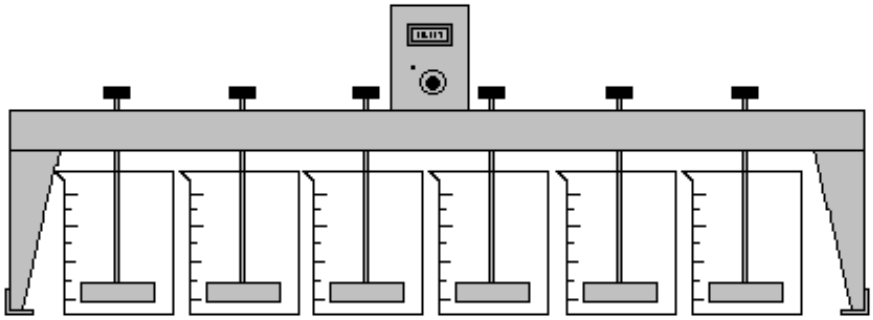


Figura 14. Sistema de prueba de jarras (Aguilar, 2005).

La coagulación es empleada básicamente para la remoción de material residual en suspensión o en forma coloidal. Los coloides presentes en el agua pueden ser hidrófobos o hidrofílicos. Los coloides hidrófobos no poseen afinidad en un medio líquido y carece de estabilidad en la presencia de electrolitos. Estos son realmente susceptibles a la coagulación. Los coloides hidrofílicos, como proteínas exhiben una afinidad marcada con el agua. El agua absorbida en las partículas floculadas retarda la floculación y frecuentemente requiere especial tratamiento parar lograr la coagulación efectiva.

Los coloides poseen propiedades eléctricas las cuales crean una fuerza repulsiva y evitan una aglomeración y sedimentación. Los iones estabilizados son fuertemente absorbidos en

una capa fija interna la cual provee una carga de partícula que varía con la valencia y el número de iones absorbidos. Los iones de una carga opuesta forman una capa difusa externa la cual es mantenida cerca de la superficie por fuerzas electrostáticas (Eckenfelder, 2000).

Riddick (1994) ha delineado una secuencia deseada de operación para la coagulación efectiva. Si es necesario, la alcalinidad debe ser agregada primero (el ion bicarbonato tiene la ventaja de proveer alcalinidad sin aumentar el pH). Las sales de hierro o aluminio son agregadas posteriormente, estos cubren los coloides como Al^{+3} y Fe^{+3} y microflocs cargados positivamente, como se puede ver esquematicamente en la figura 15. Después de la adición del álcali, un rápido mezclado de 1 a 3 minutos es recomendado. La desestabilización también puede ser acompañada por la adición de polímeros catiónicos, los cuales pueden llevar el sistema al punto isoeléctrico sin cambio de pH (Eckenfelder, 2000).

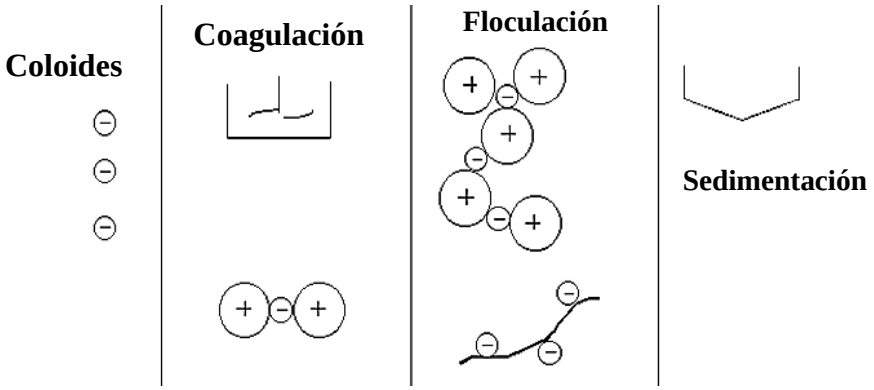


Figura 15. Esquema de floculación-coagulación (Eckenfelder, 2000).

Para el tratamiento de aguas residuales, es común el uso de coagulantes como aluminio y hierro. Entre los más utilizados se encuentran el sulfato de aluminio o alumbre, el cual puede ser obtenido ya sea de forma sólida o líquida.

La coagulación resulta de dos mecanismos básicos: coagulación percinética en la cual el potencial zeta es reducido por iones o coloides de carga opuesta a niveles más bajos que la fuerzas atractivas de van der Walls, y coagulación ortocinética (floculación) en la cual las micelas se agregan y forman nubes que aglomeran las partículas coloidales (Arboleda, 2000).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

La metodología propuesta para llevar a cabo la depuración de las aguas residuales generadas en la elaboración de fertilizantes orgánicos líquido, se planteó en cuatro etapas (Figura 16). Se inició con la caracterización del agua residual para conocer sus propiedades fisicoquímicas. En la primera etapa se realizó la adaptación aerobia inóculo-sustrato, a diferentes concentraciones de biomasa proveniente de una PTAR municipal y se prosiguió con el tratamiento de agua residual en el mismo reactor solo cambiando su método de operación. En la segunda etapa, se realizó la adaptación del inóculo anaerobio proveniente de una empresa tequilera al sustrato, para posteriormente analizar diferentes condiciones de operación en un equipo AMPTS; este experimento sirvió para seleccionar la condición ideal para finalizar la segunda etapa, que es el tratamiento del agua proveniente del proceso aerobio, mediante un proceso anaerobio en continuo. En la tercera etapa, se realizó un tratamiento fisicoquímico que consistió en una prueba de jarras mediante coagulación-floculación, por último se realizó una cloración con el fin de eliminar el color, la turbiedad y los microorganismos patógenos del efluente.

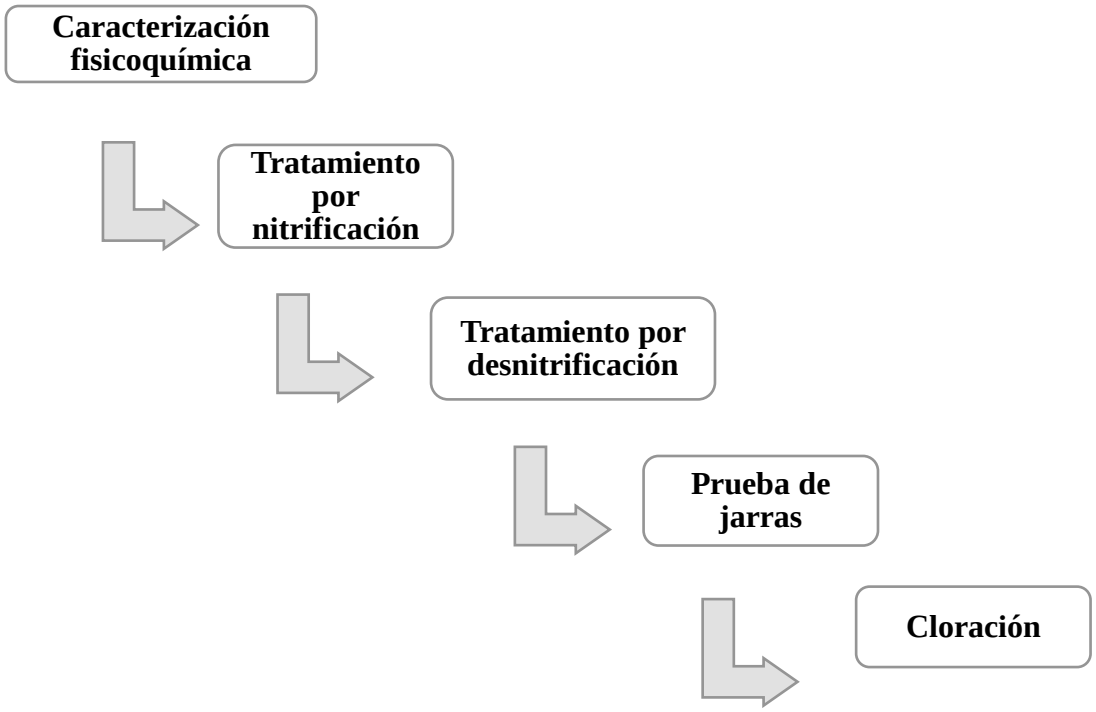


Figura 16. Etapas del tratamiento del agua residual

3.1 Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales

La caracterización del agua residual se llevó a cabo de acuerdo a los métodos analíticos señalados por la APHA (1995), con la finalidad de conocer las propiedades iniciales del agua a tratar y determinar los parámetros necesarios para la operación de los reactores biológicos. Es importante conocer esta información debido que está relacionada con la eficiencia del proceso (Wiesmann, 2007).

3.2 Tratamiento por nitrificación

3.2.1 Variables de operación

Un paso antes de la aclimatación de la biomasa en el sistema aerobio, se hizo un revisión bibliográfica para identificar los valores recomendados por la literatura en lo refente a parámetros de operación en la nitrificación, como se puede observar en la tabla 10.

Tabla 10**.** Valores recomendados en los sistemas de nitrificación.

Proceso	Parámetros	Valores recomendados	Referencia
Nitrificación	T, °C	15-38	(Reddy *et al.*, 1998)
	pH	7.0-8.5	(Grunditz y Dalhammar, 2001)
	Alcalinidad total mg/L $CaCO_3$	>50	(Gerardi, 2006)
	OD, mg/L	>2.1	(Gerardi, 2006)

Durante el tratamiento aerobio se realizaron cálculos para obtener los porcentajes de remoción para NH_4^+ y todos parámetros de seguimiento, lo cual se realizó por medio de la siguiente ecuación (Metcalf y Eddy, 2003):

$$\% \text{ de Remoción} = \left[\frac{\text{Concentración entrada} - \text{concentración salida}}{\text{Concentración entrada}}\right] \text{x } 100 \qquad \textit{Ec. 17)}$$

3.2.2 Etapa de adaptación del sistema aerobio (inóculo-sustrato)

Durante la adaptación, un paso anterior a la puesta en operación del proceso de nitrificación, se realizaron ensayos por lotes en un reactor construido de acrílico con capacidad de 3L empleando un sistema de aireación, el cual aseguraba la mezcla completa del sustrato y la biomasa, como se muestra en la figura 17.

Figura 17. Esquema del sistema de adaptación de lodo aerobio.

El inoculo microbiano empleado en esta etapa provino de una PTAR municipal ubicada en Chapala, Jal. Se analizaron diferentes concentraciones de biomasa con el fin de conocer las mejores condiciones para la oxidación de NH_4^+ y la materia orgánica, para esto se realizaron ensayos en lotes con duración de 12 horas, con toma de muestra cada hora. El suministro de aire se realizó mediante un compresor marca HAGEN tipo ÓPTIMA ajustada a un difusor que ayudó a mantener las condiciones de oxígeno disuelto (OD) en el sistema en un rango aproximado de 2±0.5 mg/L. El OD se determinó con un equipo HANNA modelo HI-9829. La adaptación del inóculo al sustrato se realizó a temperatura ambiente (23±2 °C) y pH entre 6.8-7.0 con agua cruda. La determinación de parámetros cinéticos se realizó empleando tres diferentes ensayos considerando el método de Ramalho (1996) por duplicado. Dicho método consiste en colocar concentraciones iniciales fijas de NH_4^+ y variar las concentraciones de biomasa expresada como SSV (en este caso 1,811; 2,692 y 3,589 mg/L) con el fin de identificar la mejor condición para la oxidación del nitrógeno amoniacal.

Los parámetros monitoreados durante la aclimatación fueron OD, DQO, NT, NH_4^+, $N0_2^-$, $N0_3^-$ y SSV cada hora durante 12 horas, periodo suficiente para oxidar los compuestos nitrogenados y reducir la materia orgánica. Estos resultados fueron útiles para conocer la cinética de nitrificación y el crecimiento de biomasa. Así mismo se emplearon para determinar los parámetros para la etapa en continuo como TRH y caudales.

3.2.3 Etapa de tratamiento aerobio en continuo.

Esta etapa se realizó en un reactor aerobio de mezclado completo (ver figura 18), el cual contaba con un volumen total de 10 litros, en donde se le colocaron 8 litros de mezcla biomasa-sustrato. Para asegurar su buen funcionamiento, en este sistema se llevó a cabo de nuevo la adaptación de biomasa proveniente de una PTAR municipal, con las mejores condiones de operación exhibidas en el sistema anterior.

Figura 18. Aclimatación de lodo proveniente de PTAR.

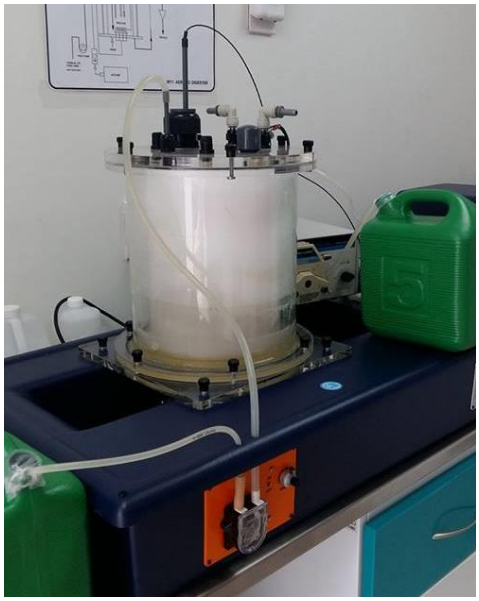


Figura 19. Sistema aerobio en continuo

De acuerdo a las cinéticas de remoción (etapa de adaptación), se observó que se obtuvo mayor oxidación del amonio para la concentración de 1,811 mg/L de SSV. Además se eligió esta concentración de biomasa para el tratamiento en continuo del agua residual (por nitrificación) debido que resulta operativamente complicado el incremento permanente de la biomasa por problemas de ensolvamiento en los conductos de salida del agua y la aparición de zonas muertas en el reactor (Ferrer P., 2003).

En cuanto a las condiciones de operación del sistema de lodos activados, un parámetro importante es el factor alimento/microorganismo (F/M) (que se recomienda entre 0.05 y 0.15 kg de DQO/SSVLM día), (Metcalf & Eddy 2003). En este experimento la materia orgánica fue medida como DQO y este parámetro en específico se evaluó en 0.06 kg de DQO /kg de SSVLM día).

En el proceso de la nitrificación se considera al oxígeno disuelto (OD) como un reactivo limitante (Reddy *et al.*, 1998). Para efectos de cálculo de aireación, el requerimiento necesario es de 4.6 mg O_2/mg/L NH_4^+ (EPA, 2009). Gerardi, 2006 menciona la siguiente relación entre el OD y la nitrificación (ver tabla 11)

Tabla 11. Relación OD y nitrificación

OD (mg/L)	Efecto de la nitrificación
‹0.5	La nitrificación inicia pero es insignificante
0.5-0.9	La Vn empieza a acelerarse
1.0-2.0	La Vn es significante
2.1-2.9	Se presenta una nitrificación sostenible
3	Máxima Velocidad de nitrificación
›3.0	La nitrificación puede ser mejorada si las bacterias organotróficas remueven la DBO más rapidamente

Durante el sistema de lodos activados debe mantenerse una aireación y agitación adecuada para lograr una homogenización del OD en el medio, evitando posibles floculaciones.

El Índice Volumétrico de Lodos (IVL) es un indicador de las características de sedimentabilidad del lodo producido en el tratamiento (figura 20). Este se calculó empleando

ensayos con Cono Imhoff (durante 30 minutos). El índice se expresa en mL/g, y la calidad del lodo se evalúa de la siguiente manera (Ecs. 18, 19 y 20):

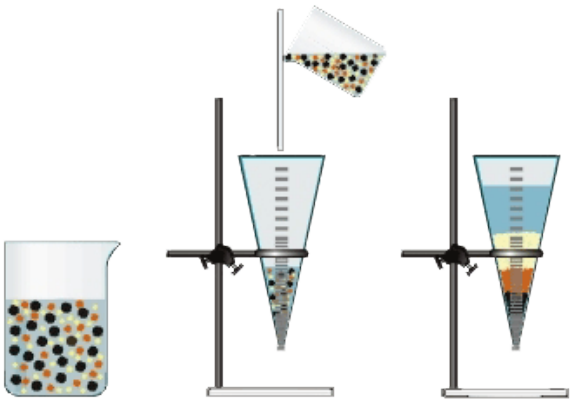


Figura 20. Análisis de IVL (Cono Imhoff)

$$\mathbf{IVL} < 90\ \mathrm{mL/g}\ -\ \text{excelente sedimentabilidad} \qquad \textit{Ec. 18)}$$

$$\mathbf{90} < \mathrm{IVL} < 150\ \mathrm{mL/g}\ -\ \text{buena sedimentabilidad} \qquad \textit{Ec. 19)}$$

$$\mathbf{IVL} > 150\ \mathrm{mL/g}\ -\ \text{malas condiciones de sedimentabilidad} \qquad \textit{Ec. 20)}$$

Otra condición de operación fundamental en el sistemas aerobio es el tiempo de retención celular (TRC) que va de 20 a 40 días para la variante de aireación extendida (Metcalf & Eddy 2003). En la tabla 12, se muestran las condiciones de operación establecidas para el sistema de lodos activados aquí probados.

Tabla 12. Condiciones de operación sistema aerobio en continuo

Condición	**Valor**
Volumen total	10 L
Volumen de operación	8 L
Caudal	3 mL/min (0.180 L/h)
TRH	44.4 h
Carga Orgánica	0.0160 Kg de DQO/m^3 h
TRC (lote)	17 días
SSVLM	2380 mg/L
F/M	0.26 kg de DQO/kg de SSVLM día
OD	4.8 mg/L
IVL	98

3.3 Tratamiento biológico de desnitrificación

3.3.1 Variables de operación

Un paso antes del inicio de la aclimatación en laboratorio del sistema anaerobio, se hizo una revisión bibliográfica para conocer los valores recomendados en los parámetros de operación de la desnitrificación. Un resumen de dicha revisión se puede observar en la tabla 13.

Tabla 13. Valores recomendados en los sistemas de desnitrificación.

Proceso	Parámetros	Valores recomendados
Desnitrificación	T, °C	35-37 (Reddy *et al.*, 1998)
	pH	7-8 (Metcalf y Eddy, 2003)
	ORP, mV	-100 a 100 (Gerardi, 2006)
	OD, mg/L	<1 (Gerardi, 2006)

3.3.2 Etapa de adaptación del sistema anaerobio (Inóculo-Sustrato)

Esta etapa se realizó en un reactor anaerobio de mezclado completo en lote con capacidad total de 5L, el cual contenía 3.5 L de la mezcla biomasa-sustrato. Se adaptó un sistema de recuperación de biogás que consta de una trampa para capturar CO_2 a base de una solución de NaOH con concentración 3M e indicador naranja de metilo, además de una columna de agua tipo Mariotte para la cuantificación del volumen total de biogás generado en el proceso. La inoculación del reactor se realizó con biomasa anaerobia proveniente de un proceso estabilizado para el tratamiento vinazas tequileras al 30% v/v como inóculo con una concentración de sólidos suspendidos volátiles de 900 mg/L.

Figura 21. Sistema de adaptación en lote

La aclimatación se realizó a una temperatura de 37 °C y pH de 6.8 a 7.8 (ajustado el pH con NaOH 0.1 N y Ácido acético al 0.1 N según se requería). Inicialmente se alimentó el reactor con agua residual del proceso de elaboración de fertilizante orgánico al 10% de NT e incrementándose gradualmente en 10% nitrógeno total cada dos días (48 horas) por remplazo de materia, hasta alcanzar el 70% de la concentración de NT del efluente original (1,350 mg/L) evitando con esto una posible inhibición. Durante el transcurso de etapa, se analizaron diariamente los parámetros de DQO, DBO_5, NT, $N0_2^-$, $N0_3^-$, NH_4^+, pH, alcalinidad y volumen desplazado de agua por el biogás.

La adaptación inóculo/sustrato se realizó con el fin de establecer los parámetros óptimos de operación en concentración de carga orgánica (sustrato), pH y cantidad de inóculo.

3.3.3 Producción de biogás

Para determinar el volumen de biogás generado por el sistema, se utilizó el método Mariotte (Ribes, 2004); que consiste en hacer pasar el biogás producido a través de una solución hidróxido de sodio 3M, con el fin de capturar y convertir la fracción de dióxido de carbono (CO_2) en carbonato de sodio (Na_2CO_3), y posteriormente medir el volumen de metano mediante el desplazamiento de agua en un gasómetro con una capacidad de 5 L, como se muestra en la figura 21. Se asume que el volumen desplazado del líquido es igual al

volumen de biogás formado por la reacción microbiológica en condiciones experimentales de presión y temperatura (0.85 atm–37 °C).

3.3.4 Pruebas preliminares para medir el Potencial de Metano (AMPTS)

Antes de iniciar con el sistema anaerobio en continuo, se utilizó un equipo AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System) como se muestra en la figura 22, para cuantificar el potencial de metano que tiene el efluente residual. Este equipo se operó con agua proveniente del proceso aerobio a temperatura de 37 °C y se utilizó el lodo anaerobio previamente adaptado. Inicialmente se fijó el pH a 7.0 y se varió la concentración de biomasa en 10, 20 y 30% v/v, por triplicado. También se operó el sistema con diferentes pH (6.5 y 7.5 unidades) con el 20% v/v de biomasa, por triplicado. Se monitorearon diariamente los parámetros de DQO, NH_4^+, NO_2^- y NO_3^- y cada 48 horas el CH_4, durante 8 días, ya que fue el tiempo suficiente para llegar a la estabilización del sistema. Esto con el fin de conocer las condiciones de operación ideales para la 2da etapa del tratamiento en régimen continuo bajo las condiciones anaerobias.

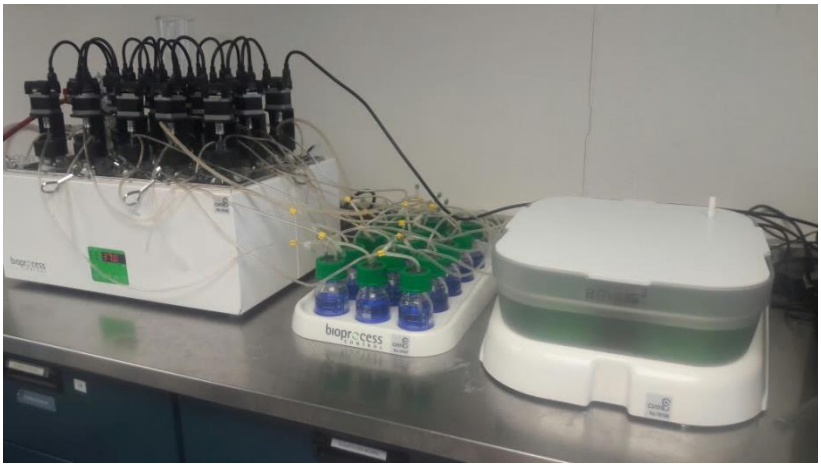


Figura 22. Automatic Methane Potential Test System II (AMPTS)

El método para la cuantificación del metano y otros gases se llevó a cabo mediante un cromatógrafo de gases de marca Perkin Elmer modelo Clarus 580 (figura 23).

Figura 23. Cromatógrafo de gases

3.3.5 Etapa de tratamiento anaerobio en contínuo

Para el tratamiento anaerobio en continuo, se utilizó un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) marca ARMFIELD modelo W8, con un volumen total de 5L y un volumen de operación de 4.75 L, este consta de una mantilla de calentamiento y en su interior contenía soporte de plástico (bio bolas) para favorecer el crecimiento microbiano como biofilm, con volumen vacío de 95%. La alimentación fue regulada con una bomba peristáltica acoplada al equipo, ajustada a TRH de 30.3 horas y manejando un caudal de agua residual de 1 mL/min. El FAFA fue inoculado con la biomasa proveniente de la etapa de adaptación. En la Figura 24 se muestra el esquema del FAFA.

Figura 24. Filtro Anaerobio

Para llevar a cabo de manera eficiente la desnitrificación se controlaron los siguientes parámetros que se muestran en la tabla 14.

Tabla 14. Condiciones de operación sistema anaerobio en continuo

Condición	Valor
Volumen total	5 L
Volumen de operación	4.75 L
Temperatura	37°C
Caudal	1 mL/min
TRH	79 h
Carga Orgánica	0.0199 Kg de DQO/ m^3 h
SSV	2,380 mg/L
Inóculo	30% v/v

3.3.6 Producción de biogás

Para determinar el volumen de biogás producido en el sistema, se utilizó el método Mariotte (Rincón, 2008) descrito anteriormente.

Después del tratamiento preliminar aerobio y anaerobio por separado se realizó un tratamiento en continuo, dicho tren de tratamiento completo es esquematizando en la figura 25. El vertido crudo estaba inicialmente contenido en un recipiente de 5 litros, y el efluente de salida del tren biológico de tratamiento, se depositó en un contenedor de la misma capacidad.

Figura 25. Tren de tratamiento biológico

3.4 Tratamiento fisicoquímico

Entre los procesos fisicoquímicos más utilizados están las unidades de Flotación de Aire Disuelto (DAF, por sus siglas en inglés), con la aplicación de algún coagulante y son ampliamente usados para remover los sólidos suspendidos, coloides y grasas de aguas residuales industriales con alta cantidad de sólidos. También entre ellos, se encuentra la aplicación de procesos de coagulación y floculación, mediante prueba de jarras.

3.4.1 Coagulación-Floculación

Para llevar a cabo esta etapa del proceso se consideraron tres secciones dentro de la coagulación/floculación, a continuación se muestra un esquema de la secuencia de la prueba de tratabilidad fisicoquímica.

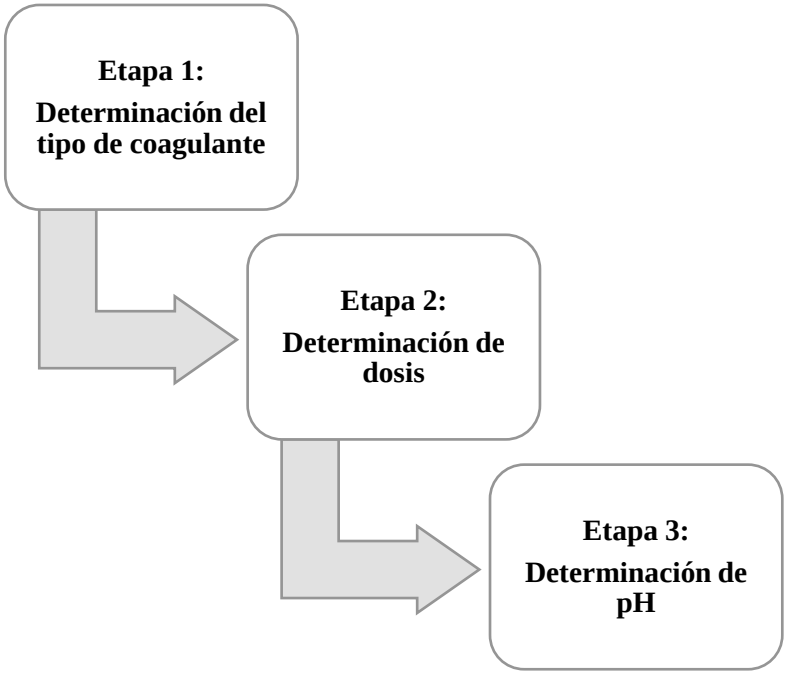


Figura 26. Etapas del sistema de coagulación-floculación

3.4.2 Etapa 1. Determinación del tipo coagulante

El primer propósito al realizar esta prueba, es elegir el reactivo coagulante más adecuado a las características del agua residual y seleccionar los intervalos de concentración para las dosis utilizadas. Para realizar lo anterior se analizaron los siguientes coagulantes:

- Cloruro de aluminio ($AlCl_3$)
- Sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$)
- Aluminato de sodio ($NaAlO_2$)
- Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)

Se han elegido estas cuatro sales debido a su uso común en aplicaciones con aguas residuales industriales. Por otro lado, la efectividad de estas sales ha sido probada en el tratamiento de aguas residuales de rastro (Aguilar *et al.*, 2005), la cual tiene características similares a las aguas residuales del presente estudio.

Se establecieron las siguientes condiciones y pasos secuenciales para la prueba (Arboleda, 2000):

- Se tomó muestra de 1 litro de agua residual previamente tratada por el sistema biológico aerobio/anaerobio.
- Se colocaron en el sistema de jarras y se realizó una homogenización de la muestra.
- Se agregó una dosis de coagulante de 300 mg/L a cada jarra.
- El sistema se inició con una agitación rápida de 200 rpm durante 3 minutos
- La velocidad de agitación bajó posteriormente a 20 rpm durante 1 minuto.
- Se detuvo completamente el sistema y se muestreó, tomando este punto como tiempo cero.
- Se realizó un muestreo tomando la parte sobrenadante cada hora, durante 24 horas.
- Se analizó DQO, NT, color y turbiedad.

3.4.3 Etapa 2. Determinación de dosis de coagulante

Ya teniendo el coagulante y el pH óptimo, es decir, la condición en la cual el porcentaje de remoción de turbiedad y DQO fue mayor, se continuó con la etapa 2 que consiste en la elección de la dosis óptima de coagulante, aquí se manejó un rango de 100 a 600 mg/L.

3.4.4 Etapa 3. Determinación de pH

Una vez obtenido el coagulante que mayor remoción de los parámetros antes descritos tuvo, se prosiguió con la etapa 3, que consiste en elegir el pH óptimo, por lo que a todas las jarras se les modificó su pH en un rango de 2 a 10.

3.5 Tratamiento por cloración

El objetivo principal de la cloración es la desinfección, la cual se efectúa comúnmente con hipoclorito de sodio, que es un reactivo eficaz debido a su fuerte capacidad bactericida, por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas, entre otros (Metcalf y Eddy, 1991). Además la cloración es un proceso muy utilizado en el tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas, dado su bajo costo y sencilla operación.

Para realizar esta etapa adicional del tratamiento de aguas, se tomó una muestra de 50 mL de agua residual proveniente de los tres tratamientos (aerobio, anaerobio y prueba de jarras) y se añadieron diferentes dosis de hipoclorito de sodio al 5% (dosis desde el 10 a 50 mg/L), se midió turbiedad, color y DQO, terminando con esto el tren de tratamiento completo del agua residual proveniente del proceso de elaboración de los fertilizantes orgánicos líquidos.

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

En este capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos a nivel experimental, los cuales son mostrados en el mismo orden que se planteó la metodología experimental.

4.1 Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales

La industria dedicada al procesamiento de la sangre para la producción de harina o fertilizate orgánico, se caracteriza por generar aguas residuales con alto valor de nitrógeno, proteína y por ser altamente alcalinas, debido a la naturaleza que presentan.

La caracterización del agua residual es fundamental para su posterior tratamiento y depuración de NH_4^+. Conocer la concentración de sus componentes orgánicos e inorgánicos es fundamental para encontrar alternativas de como mejorar las características del agua residual. Para lo anterior, se realizó la caracterización química del vertido como se muestra en la tabla 15.

Tabla 15. Caracterización fisicoquímica del agua residual.

Parámetro	**Valor** (±Desv.Est.)	**Unidad**
pH	9.48 (±0.23)	unidades
Color	47 (±5)	PtCo
Alcalinidad	4,472.2 (±986)	mg $CaCO_3$/L
Conductividad	285 (±68)	ohm/cm
Turbidez	58.2 (±11.89)	NTU
Oxígeno Disuelto	7.1 (±1.01)	mg/L
Carbono Orgánico Total	500 (±107)	mg/L
Demanda Química de Oxígeno	8,101 (±1920.82)	mg/L
Demanda Bioquimica de Oxígeno	6,110 (±490)	mg/L
Nitrógeno Total	1,335 (±60.8)	mg/L
Nitratos ($N0_3^-$)	0.679 (±0.163)	mg/L
Nitritos ($N0_2^-$)	0.04 (±0.017)	mg/L
Nitrógeno Aminiacal	800 (±68)	mg/L
Nitrógeno Orgánico	450 (±14)	mg/L
Proteína	59.05 (±8.31)	mg/L
Fosforo Total	3.13 (±1.2)	mg/L
Sólidos Totales	1,104 (±139.8)	mg/L
Sólidos Totales Volátiles	980 (±133.6)	mg/L

Sólidos Totales Fijos	30 (±19.2)	mg/L
Sólidos Suspendidos Totales	198 (±6.9)	mg/L
Sólidos Suspendidos Volátiles	190 (±6.42)	mg/L
Sólidos Suspendidos Fijos	10 (±1.15)	mg/L

De las características mostradas en la tabla 15 se destaca que:

- El pH del agua es alcalino, ello puede deberse a la presencia de algunas sales como nitratos y fosfatos lo que también contribuyen a una alta alcalinidad.
- La turbiedad y los SST son dos parámetros de la calidad del agua que están directamente asociados; esto es, a menor concentración de SST menor es la turbiedad, lo cual se ve reflejado en los resultados obtenidos.
- La materia orgánica representada por la DBO y DQO es elevada, la relación de biodegradabilidad (DBO/DQO) es de 0.7. La concentración de materia orgánica está asociada en su mayoría a proteínas (Flotats, 2010).
- Los nutrientes como nitrógeno y fósforo son indeseables en las aguas residuales industriales que son descargadas al ambiente; no obstante, para los tratamientos biológicos son recomendados en cantidades adecuadas. Aquí se puede observar que la cantidad de nitrógeno total es elevada, del cual más del 50% es aportado por el nitrógeno amoniacal, y como se ha reportado un exceso en este parámetro resulta ser un inhibidor del metabolismo microbiano (Palatsi *et al.*, 2010).
- La relación DQO/N es de 5.6, en un sistema de lodos activos con un efluente de 1500 mg/L de NT a una temperatura de 30°C se obtuvo una relación DQO/N de 5.5 g DQO/g N obteniendo una velocidad de consumo de nitrógeno de 0.02 kg NT.kg/SSTd (Teichgraber, 1993).

A partir de las características fisicoquímicas del agua residual se realizaron los tratamientos propuestos, aplicando los procesos biológicos más viables para tratar este tipo de efluente (López *et al.*, 2008). Los resultados de dichos procesos se presentan a continuación.

4.2 Procesos biológicos

Para evaluar los procesos biológicos se probaron dos tipos de tratamiento, un aerobio tipo lodos activados y uno anaerobio usando un filtro anaerobio, ambos se evaluaron en etapas de operación diferente, primero en lote (para obtener el comportamiento cinético del sistema y la adaptación de la biomasa al sustrato) seguidos por sistemas en continuo para lograr la remoción. Ambos sistemas demostraron degradación de materia orgánica y de compuestos nitrogenados. A continuación se presentan los resultados obtenidos para cada proceso.

4.2.1 Proceso Aerobio

4.2.2 Proceso de Aclimatación

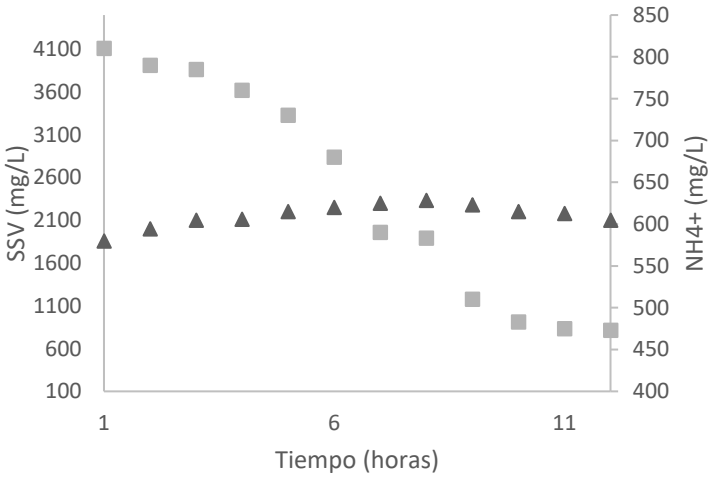
En esta sección se presentan los resultados de los ensayos realizados en un reactor por lote seguido de uno continuo. Se realizaron ensayos preliminares por lote para determinar el comportamiento y aclimatación de la biomasa al agua residual, manejando pH de 7 y temperatura de 25 °C, oxígeno disuelto de 4.8 mg/L (aireación suministrada mediante una piedra difusora).

Durante la aclimatación se realizaron pruebas de biodegradabilidad para determinar los parámetros biocinéticos y analizar el comportamiento de la biomasa con el sustrato. Se realizaron pruebas para determinar la velocidad de consumo de oxígeno disuelto (VCOD), la velocidad de nitrificación y el crecimiento de biomasa.

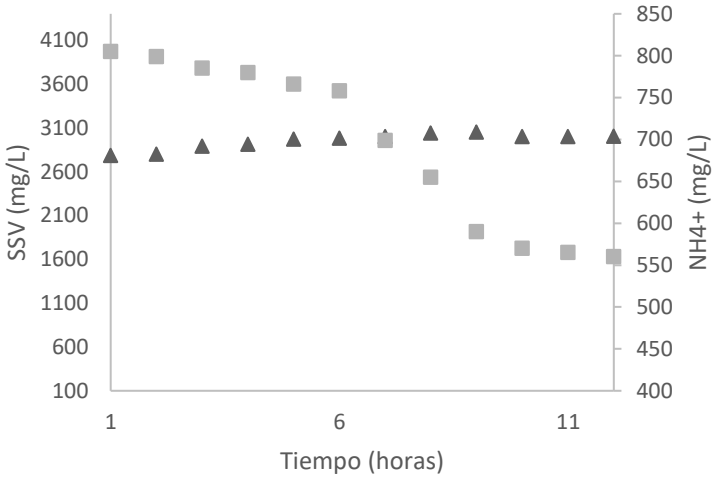
Para la adaptación del inóculo aerobio proveniente de una PTAR del municipio de Chapala, se realizaron por duplicado ensayos preliminares por lote para cuantificar el comportamiento de la biomasa y agua residual a manera de aclimatación. Se realizó una caracterización de los lodos, obteniendo una concentración de SSV de 1,766 mg/L, después se volvió a muestrear de la PTAR dicho lodo obteniendo 1,856 mg/L de SSV, teniendo una media de 1,811 mg/L de SSV. Partiendo de ese valor se propone analizar tres concentraciones diferentes de biomasa de 1,811, 2,692 y 3,589 mg/L expresada como SSV.

A partir de estas condiciones de biomasa, se realizaron tres ensayos en un sistema por lote como lo recomienda Ramalho (1996), con el fin de conocer la mejor condición para la

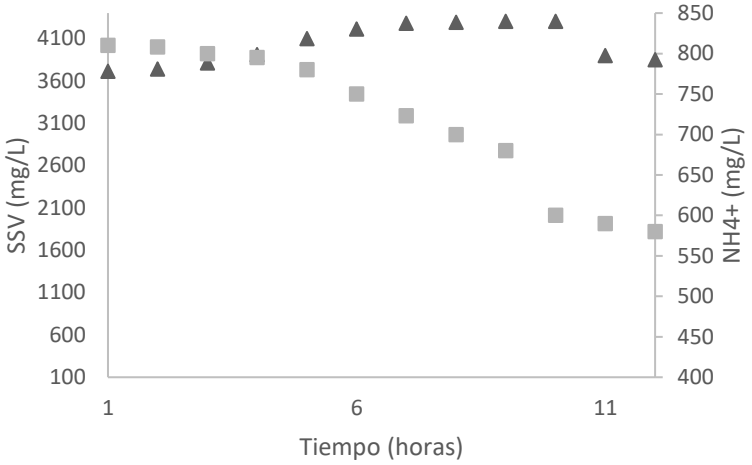
oxidación de NH_4^+. Dicho parámetro se fijó inicialmente a 800 mg/L (por las características del agua residual), para esto se realizó una cinética de nitrificación con duración de 12 horas, muestreando cada hora parámetros como SSV, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, DQO, OD, VORP y pH. En la siguiente gráfica se muestra la remoción del nitrógeno amoniacal bajo las tres concentraciones de SSV (1,811, 2,692 y 3,589 mg/L de SSV) a través del tiempo.



a) 1,811 mg/L de SSV



b) 2,692 mg/L de SSV



c) 3,589 mg/L de SSV

Figura 27. Determinación de los parámetros biocinéticos del proceso aerobio: ▲SSV (mg/L), ■ NH_4^+ (mg/L).

Para las tres condiciones se mostró que es entre la hora 7 y 9 es cuando se presenta la mayor transformación del NH_4^+ y coincide cuando el crecimiento de SSV aumenta en su concentración. Esto a medida que la disponibilidad del sustrato disminuye y el sistema se encuentra en un estado estable de acuerdo con las concentraciones de NH_4^+. Al final se han obteniendo remociones de nitrógeno amoniacal de 41.2% (1,811 mg/L de SSV), 30.4% (2,692 mg/L de SSV) y 26.5% (3,589 mg/L de SSV) respectivamente. Por otro lado, en la tabla 16 se muestran las velocidades máximas de crecimiento para la biomasa expresada como SSV.

Tabla 16. Velocidades máximas de crecimiento para el sistema aerobio.

mg/L SSV	μmax (h^{-1})
1,811	0.0333
2,692	0.0247
3,589	0.0219

Otro aumento que se observó fue el de pH, partiendo de 7 llegó hasta 8.6, 8.5 y 8.3 respectivamente al finalizar las 12 horas de operación. Grunditz y Dalhammar (2001), evaluaron el efecto del pH respecto a la actividad de bacterias aisladas *Nitrosomonas y Nitrobacter*, donde observaron que el pH óptimo de crecimiento fue de 7.5 a 8.5, así se tiene que el proceso de nitrificación tiende a elevar el pH.

4.2.3 Cinéticas de eliminación de NH_4^+

Ramalho (1996) presenta un método para calcular parámetros biocinéticos. Estudios realizados sobre los procesos de nitrificación pueden presentar reacciones de primer orden, para concentraciones de 100 a 1200 mg/L de NH_4^+ (Zart D., 1998), así mismo varios investigadores han reportado que en sistemas con biopelícula los modelos cinéticos de nitrificación siguen una reacción de orden cero; sin embargo, también se ha encontrado que a bajas concentraciones de NH_4^+, se puede presentar un comportamiento de primer orden (Zart D., 1998).

Como se puede observar en la gráfica siguiente, para este estudio todas las cinéticas de remoción de NH_4^+ presentaron un comportamiento de primer orden. Este comportamiento

de primer orden concuerda con estudios realizados en biofiltros, con concentraciones de NH_4^+<1 mg/L (Chen *et al.*, 2006), discrepando con estudios realizados en SBR donde el orden de reacción fue de cero con concentraciones de NH_4^+ entre 58 y 215 mg/L (Guo *et al.*, 2010).

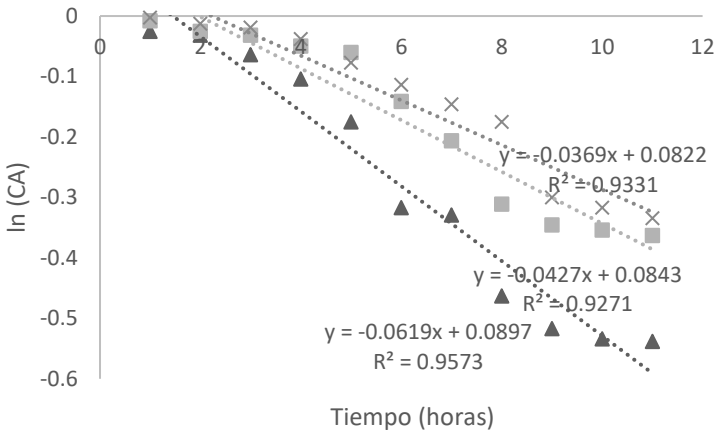


Figura 28.Cinéticas de primera orden (remoción de NH_4^+) ▲)1,811, ■) 2,692 y ×) 3,589 SSV (mg/L).

Por otro lado, los NO_2^- y NO_3^- generados en la transformación del NH_4^+, presentaron el mismo orden de reacción. Los NO_2^- y NO_3^- presentaron un comportamiento de primer orden durante todas las cinéticas de remoción. Las ecuaciones obtenidas se presentan en la figura 29 y 30.

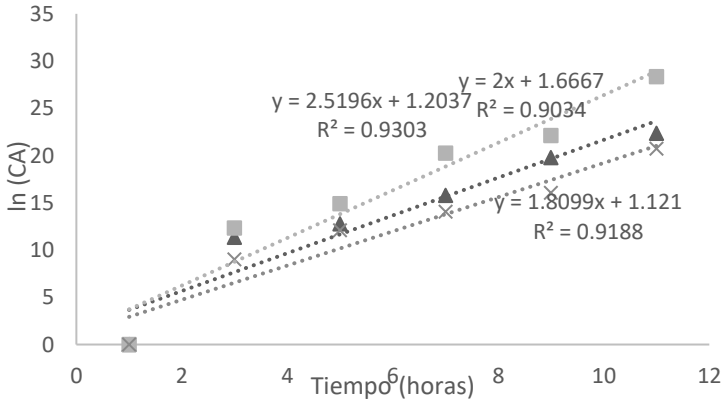


Figura 29. Cinéticas de primer orden (formación de NO_2^-) ▲)1,811; ■) 2,692 y ×) 3,589 de SSV (mg/L).

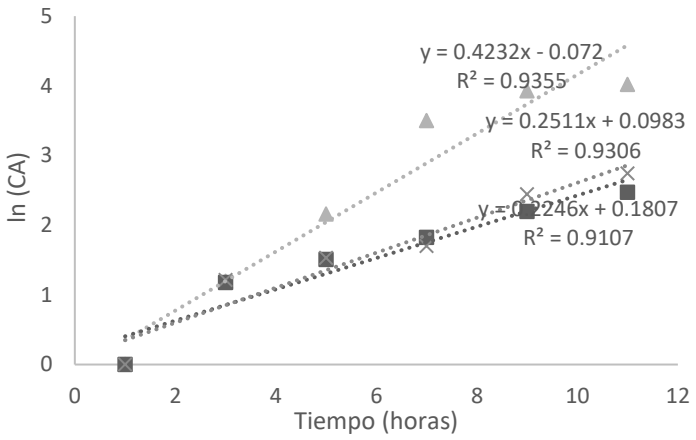


Figura 30. Cinéticas de primer orden (formación de NO_3^-) ▲)1,811; ■) 2,692 y ×) 3,589 en SSV (mg/L).

Durante el experimento se realizaron pruebas para determinar parámetros biocinéticos esenciales para analizar el comportamiento de la biomasa con el sustrato. Se realizaron pruebas para determinar la velocidad de consumo de oxígeno disuelto en el sistema, en la siguiente tabla se muestra que a mayor cantidad de biomasa (SSV) aumenta la velocidad de consumo de oxígeno disuelto (VCOD) como era de esperarse, durante el experimento se obtuvo el siguiente comportamiento (tabla 17) corroborando lo antes mencionado.

Tabla 17. Velocidad de Consumo de Oxígeno (VCOD).

	NH_4^+/SSV	VCOD (mgOD/L/min)
800/1811	0.44	0.437
800/2692	0.29	0.99
800/3589	0.22	1.11

La transferencia de oxígeno es un parámetro importante en los procesos biológicos aerobios. Conocer el consumo de oxígeno real del organismo de interés, permite determinar los requerimientos energéticos del proceso en aireación y agitación.

A continuación se presenta la orden de cinética durante el tratamiento aerobio (tabla 18).

Tabla 18. Orden de cinética durante el tratamiento Aerobio.

Orden Cinético	Orden 0		Orden 1	
	k_0 (mg/L h)	r^2	k_1 (h^{-1})	r^2
1,811 mg/L de SSV				
NH_4^+	0.0471	0.9567	0.0619	0.9563
NO_2^-	0.2035	0.9302	0.0874	0.9499
NO_3^-	0.4232	0.9355	0.1572	0.9109
2,692 mg/L de SSV				
NH_4^+	0.0357	0.9332	0.0395	0.9147
NO_2^-	0.2381	0.8531	0.0854	0.8509
NO_3^-	0.094	0.991	0.2246	0.91
3,589 mg/L de SSV				
NH_4^+	0.0316	0.9479	0.0369	0.9331
NO_2^-	1.8	0.9188	0.0369	0.9331
NO_3^-	0.2511	0.9306	0.1036	0.983

Este tipo de comportamiento se debe que a concentraciones elevadas de sustrato, la velocidad de reacción es independiente de la concentración. Es decir, obedece a una reacción de orden cero, por otro lado una vez que disminuye la concentración, el comportamiento cinético cambia a primer orden. Un comportamiento semejante puede ser visto en las reacciones heterogéneas donde el catalizador está en fase sólida (Ferrer y Seco , 2003).

4.2.4 Tratamiento del sistema aerobio en contínuo.

Una vez adaptada la biomasa a los nuevos microorganismos que habitan el medio, se operó en el mismo sistema un proceso en continuo (figura 35), La mezcla de agua residual sin tratar y la biomasa se mantuvieron con concentraciones de 2 a 3 mg/L de OD, pH de 7 y a una temperatura de 23±2°C. Este sistema se operó solo con los resultados obtenidos para la condición de biomasa que mayor remoción de nitrógeno amoniacal presentó, es decir 1,811 mg/L SSV.

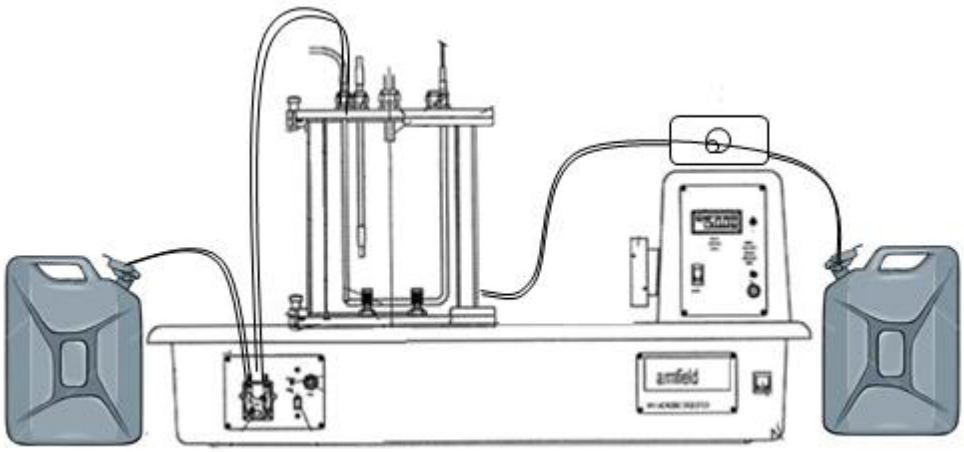


Figura 35. Sistema aerobio en régimen continuo

De acuerdo a las cinéticas de remoción durante la aclimatación, se observó que se obtuvo mayor oxidación del amonio para la concentración de 1,811 mg/L de SSV. Además se eligió esta concentración de biomasa para el tratamiento del agua residual (por nitrificación) debido que resulta operativamente complicado el incremento de biomasa por problemas de ensolvamiento en los conductos de salida del agua y la aparición de zonas muertas en el reactor (Ferrer y Seco, 2003).

4.2.5 Cinética de degradación y cinética de formación

En la figura 36 se muestra el comportamiento de la degradación de la materia orgánica y nitrógeno amoniacal, así como la formación del proceso nitrificante, en la primera parte se logran ver las remociones de hasta 87.2% y 85% respectivamente. Y un incremento del 20 y 31% de nitritos y nitratos respectivamente. El comportamiento de los nitratos demostró un crecimiento en los primeros días, fue después del día 9 cuando se observó una remoción siendo esta la fase limitante.

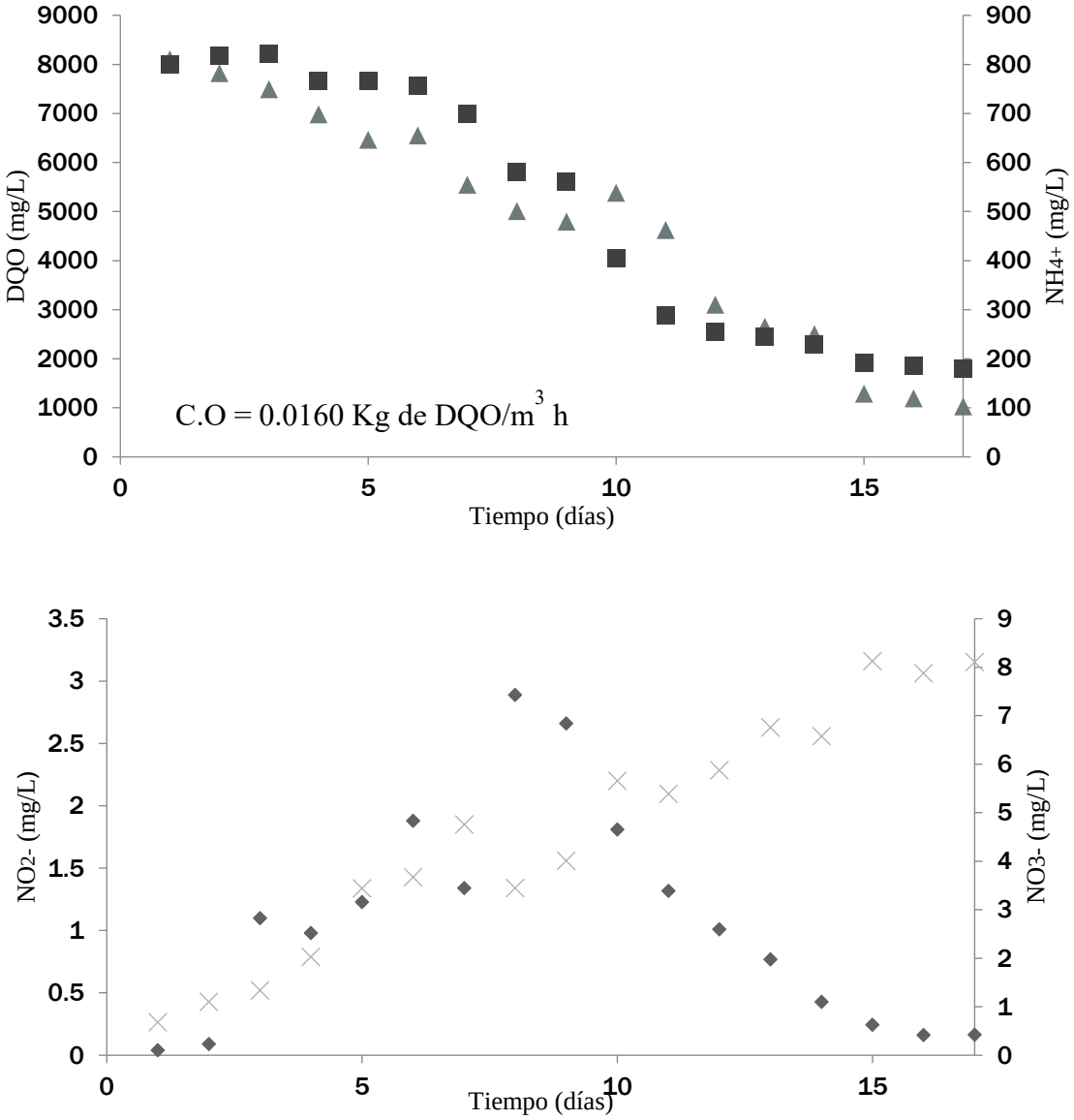


Figura 31. . Cinéticas de degradación y formación del proceso aerobio ▲ DQO / ■ NH_4^+ / ♦ NO_2^- / × NO_3^-.

Se puede afirmar que la nitrificación fue vía nitrito el cual resultó ser un intermediario debido que al finalizar la nitrificación se generaron 8.11 mg/L de nitratos y la concentración de nitritos fue de solo 0.116 mg/L siendo esto al día 15, teniendo una mayor concentración de nitratos. Esto se debe a que las bacterias encargadas de la nitratación (*Nitrobacter*) son más rápidas que las encargadas de la nitritación (*Nitrosomas*).

4.2.6 Cinética de remoción de amonio.

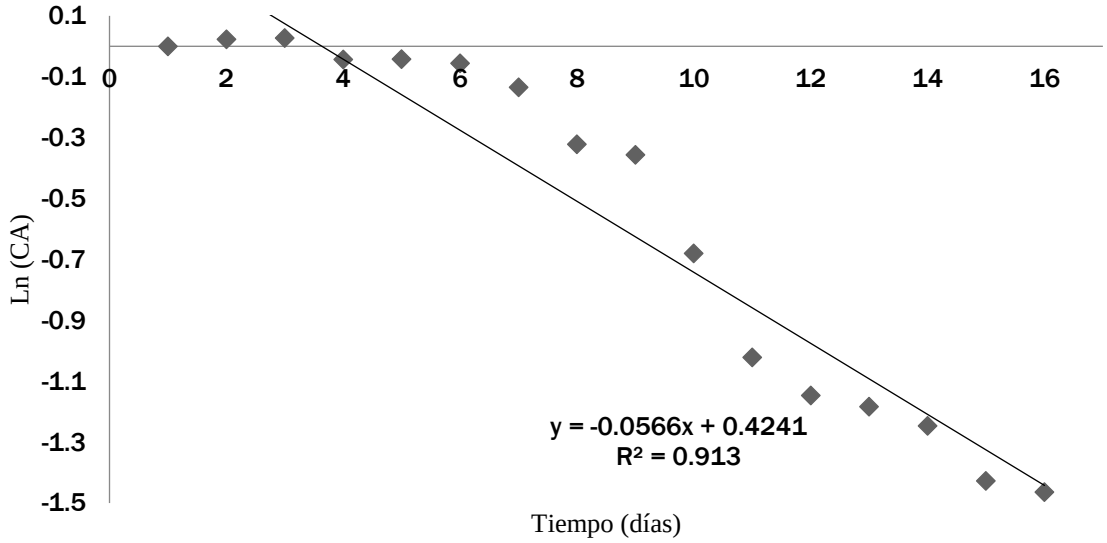


Figura 32. Cinéticas de remoción de NH_4^+ (1,811 SSV mg/L).

Este comportamiento de primer orden concuerda con estudios realizados en biofiltros, con concentraciones de NH_4^+ < 1 mg/L (Chen *et al.*, 2006), discrepando con estudios realizados en SBR donde el orden de reacción fue de cero con concentraciones de NH_4^+ de 58 a 215 mg L^{-1} (Guo *et al.*, 2010).

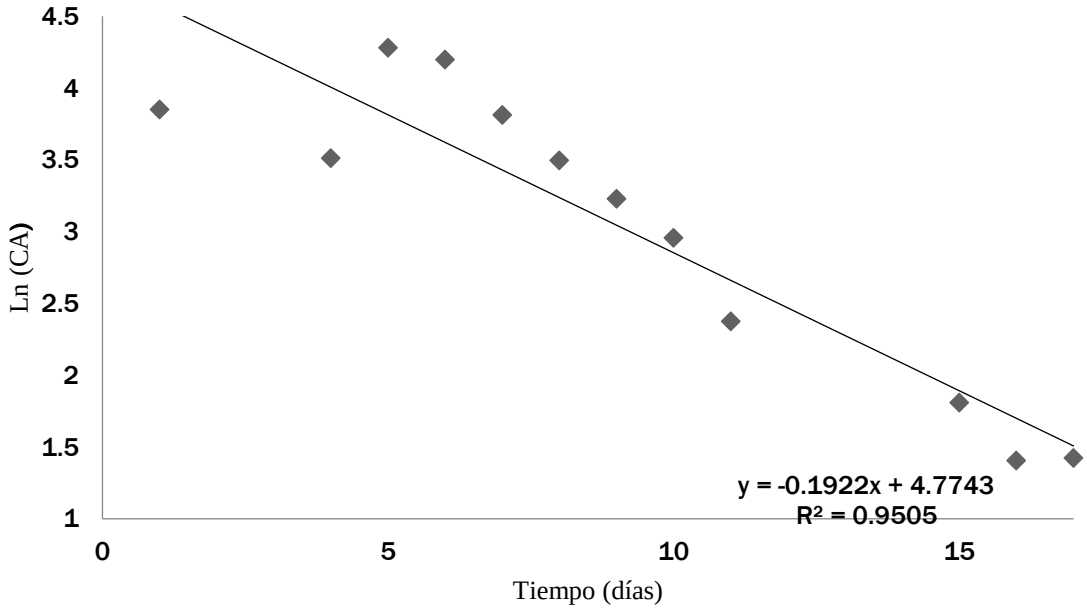


Figura 33. Cinética de nitritación (NH_4^+ a NO_2^-) a 1,811 mg/L).

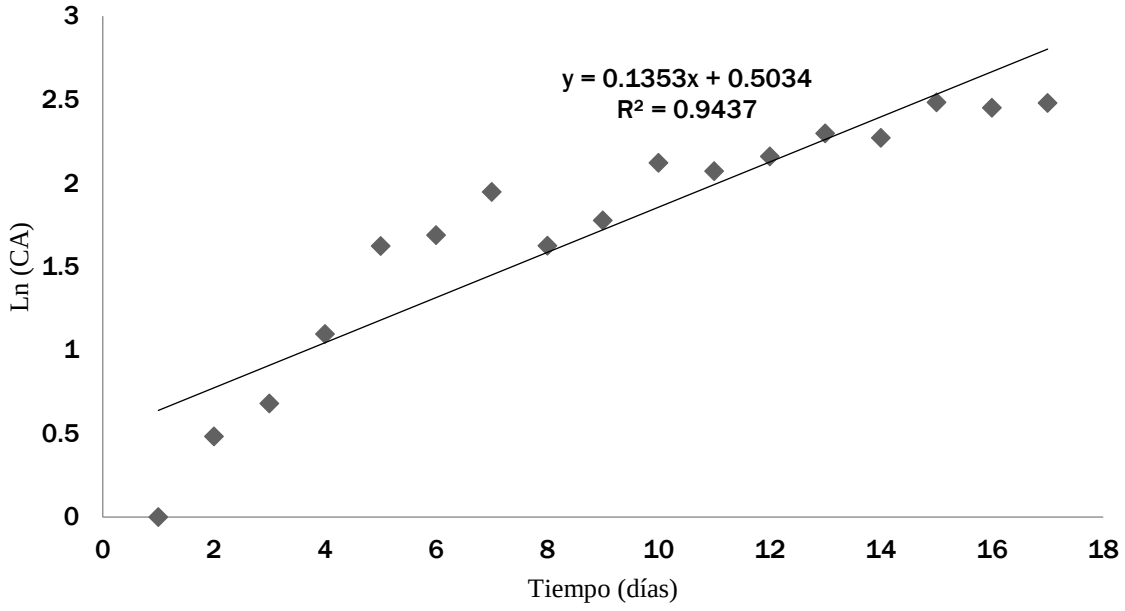


Figura 34. Cinética de nitratación (NO_2^- a NO_3^-) (1,811 mg/L).

Al finalizar el proceso aerobio incluyendo la aclimatación y el tratamiento se obtienen remociones del hasta 87.2% para DQO, 85% para nitrógeno amoniacal y 89% para nitrógeno total. El trabajo realizado por Pambrun (2004), manejando concentraciones de 400-600 mg/L de NH_4^+ en un sistema SBR logró remover 69% de NH_4^+, obteniendo una velocidad de consumo de 0.5 mg N/mg SSV·d. Para el presente estudio se lograron velocidades de nitrificación de 0.56 mg NH_4^+ mg/SST.d, teniendo como concentración inicial 800 mg/L de NH_4^+.

En la tabla 19 se puede ver un resumen del promedio total de remoción de los dos sistemas biológicos empleados, presentando remociones de hasta el 91.3%.

Tabla 19. Valores promedios de remoción en la etapa Aerobia

Parámetro	Influente (mg/L)	Remoción Aclimatación (%)	Remoción Tratamiento Aerobio (%)	Después AE (mg/L)	*Límite Máximo (mg/L)
DQO	8,101	54.56	87.2	1,029	N.A.
NT	1,395	46	91.3	147	40-50
NH_4^+	800	37	77.5	120	N.A.
DBO_5	6,110	34	88.5	700	200
		Formación (%)			
$N0_2^-$	0.04	20		0.166	N.A.
NO_3^-	0.679	31		8.11	N.A.

*Valor establecido por la NOM-001-ECOL-1996
N.A. No Aplicable

4.3 Sistema Anaerobio

4.3.1 Adaptación del sistema anaerobio

En esta etapa se realizó como primer paso, una adaptación del inóculo anaerobio proveniente de una empresa tequilera, el cual fue acondicionado a las características del agua residual para su aclimatación (figura 35), donde la concentración de nitrógeno fue incrementada gradualmente para no dañar la biomasa y evitar la inhibición llegando hasta 800 mg/L de NH_4^+ (Boer, 1991; Del Real *et al.*, 2007).

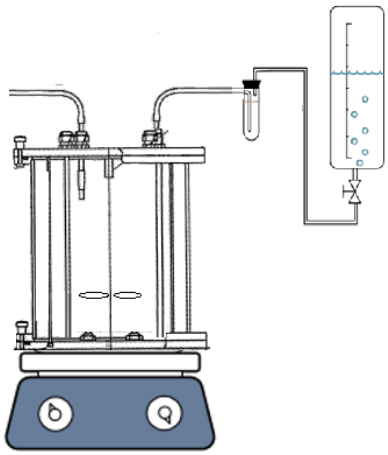


Figura 35. Sistema de adaptación inóculo-sustrato (Arrazate, 2018)

4.3.2 Parámetros en la adaptación anaerobia

4.3.3 DQO/biogás

La DQO y la producción de biogás se midieron durante los 17 días propuestos para la experimentación, estudios preliminares mostraron una inhibición del sistema después del día 17. La concentración de agua residual se incrementó de manera escalonada en 10 % cada 48 horas hasta llegar a la estabilización del sistema llegando al 70% de concentración de NH_4^+, por lo que, este fue el valor del cual se partió para los siguientes experimentos (Del Real, *et al* 2007).

Según la FAO (2011), los residuos con mayor contenido de proteínas y componentes nitrogenados presentan más problemas de inhibición por amonio. Juliastuti *y* colaboradores en el 2003, mencionan que el principal problema que presenta el tratamiento biológico de un agua residual con alta carga de nitrógeno es la facilidad que existe para que se produzca el fenómeno de inhibición del proceso de nitrificación por sus dos sustratos: amonio y nitrito. La posibilidad de que se produzca dicho fenómeno aumenta cuanto mayor es la concentración de nitrógeno del agua residual, es por ello que la alimentación en el sistema se hizo de manera escalonada hasta el 70% de la concentración del agua sin tratar.

En la figura 36 se muestra la remoción de DQO la cual alcazo un total de 2,540 mg/L de materia orgánica removida, esto manejando una concentración del 70% del contenido total en el agua residual evitando cualquier inhibición como se demostro en los antecedentes en experimentos preliminares.

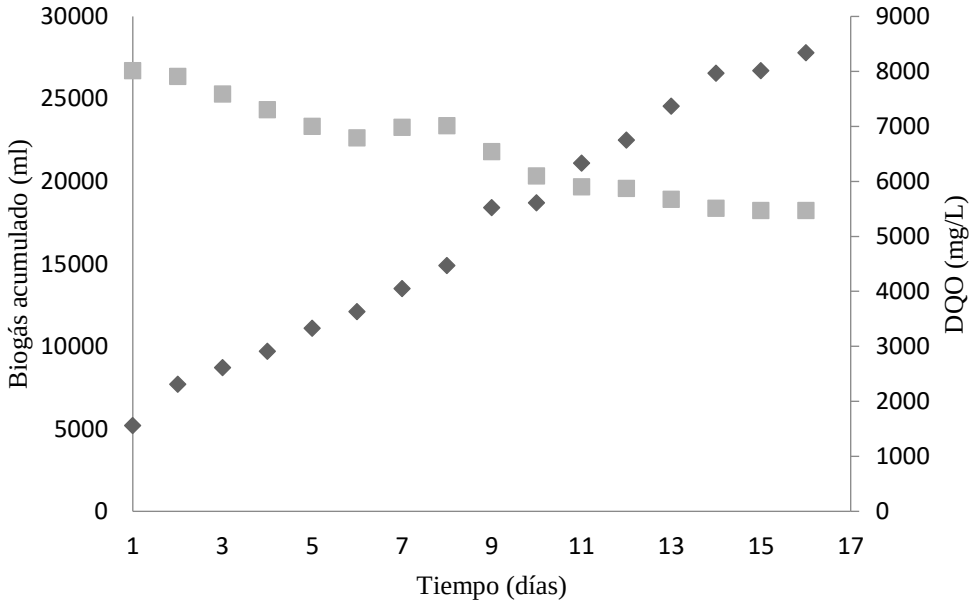


Figura 36. Remoción de DQO y producción de biogás ■) DQO (mg/L) y ♦) biogás acumulado (mL).

Los resultados de biogás acumulado y la DQO removida con respecto al tiempo a condiciones experimentales (0.85 atm y 37°C) alcanzaron un valor de 21.45 litros de biogás y se removieron 2.54 g de DQO.

4.3.3 Estudios preliminares (AMPTS II)

Los tratamientos anaerobios propuestos y realizados empleando agua residual proveniente del proceso aerobio, se realizaron por triplicado a diferentes concentraciones de biomasa (30, 20 y 10%) manejando un pH de 7. Al finalizar esta etapa del tratamiento se obtuvo el promedio por concentración de biomasa, de remoción y generación de biogás. La condición que obtuvo mayor remoción en términos de DQO y compuestos nitrogenados fue la condición manejada con un 30% de biomasa y a pH 7, este último manteniéndose constante, lo que demostro que no hubo presencia de acidogénesis durante el proceso anaerobio. Por lo que estas condiciones fueron consideradas adecuadas para la siguiente etapa del tratamiento, que consiste en un sistema en continuo.

La alcalinidad promedio en el sistema anaerobio por lotes es de alrededor de 1,800 mg/L de $CaCO_3$, los cuales fueron suficientes para neutralizar los ácidos grasos generados

en la etapa de acidogénesis del proceso digestivo, ya que contribuyó a formar un sistema buffer (Del Real Olvera *et al.*, 2007).

4.3.4. Tratamiento anaerobio en contínuo (FAFA)

Para operar el sistema anaerobio se procedió a trasladar el lodo previamente adaptado (etapa anterior) a un reactor de flujo ascendente, en este caso el filtro anaerobio. Para lograr cierta adhesión de la biomasa al soporte del filtro se dejó reposar en condiciones anaerobias durante 3 días en batch, alimentando el sistema cada 24 hrs.Una vez concluido este tiempo, se operó el sistema con un flujo de entrada y de salida, el cual fue de 1 mL/min.

Las concentraciones que se llegaron a obtener de remoción fue de 335 mg/L para la DQO (mg/L) y 835 mg/L para DBO (mg/L), con 89.8 y 94.5% de remoción respectivamente. La alcalinidad no se vio influida por el sistema, por lo que se logró una neutralización en el sistema anaerobio. Se obtuvo una cantidad de 30 L de biogás acumulado durante el proceso. Otro fenómeno que se observó fue el que pH que entraba por el sistema se mantenía neutro a la salida; es decir, no mostró una diferencia en el pH logrando una neutralización del medio. El esquema del sistema anaerobio es mostrado como en la siguiente imagen:

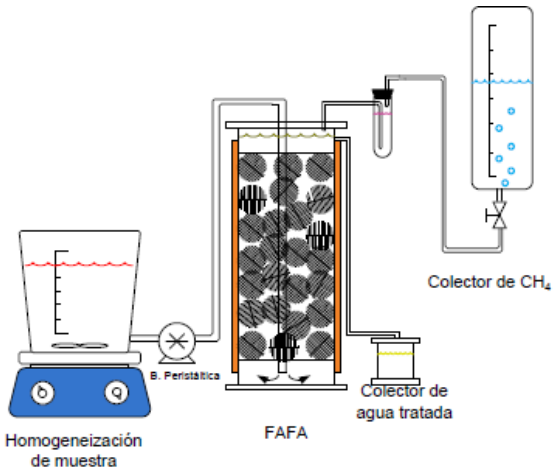


Figura 37. Sistema de tratamiento anaerobio

Una vez obtenidos los resultados del proceso aerobio y anaerobio se prosiguió a realizar un tren de tratamiento acoplado, teniendo un esquema general como se muestra a continuación (ver figura 39), esto con el fin de lograr mejores remociones para el agua residual de biofertilizantes debido los antecedentes realizados en dicho estudio.

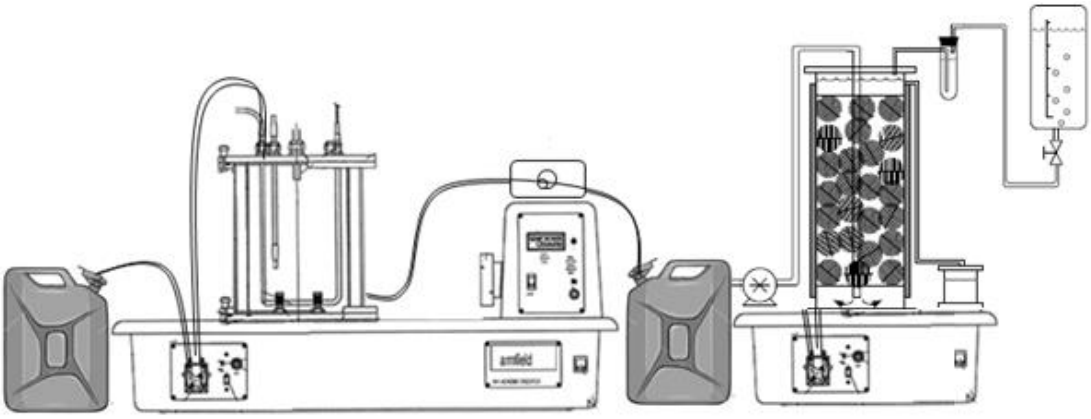


Figura 39. Sistema de Nitrificación/Desnitrificación

En la siguiente imagen se hace una comparación entre el agua residual saliendo del tratamiento aerobio y anaerobio, viendo que durante el proceso anaerobio el agua tornó a un color oscuro, esto debió deberse por el lodo anaerobio.

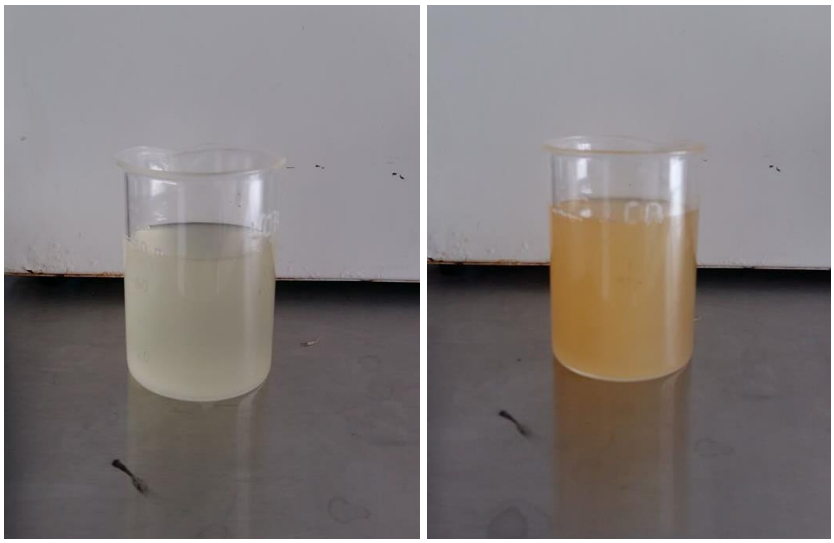


Figura 38. Efluente del proceso de nitrificación y desnitrificación

En la tabla 20 se puede observar el comportamiento del sistema biológico acoplado, presentando remociones medias de DQO y compuestos nitrogenados. Sin embargo, las características finales del agua hasta este punto no fue suficiente para poder finalizar el tratamiento, por lo que se eligió un post tratamiento fisicoquímico para tratar el efluente del proceso de óxido/reducción.

Tabla 20. Comportamiento del Sistema Aerobio y Anaerobio acoplado

	Afluente (mg/L)	Sistema aerobio (mg/L)	Remoción (%)	Sistema anaerobio (mg/L)	Remoción (%)
DQO	8,101	1,029	87.3	823.0	89.8
NT	1,335	158	88.2	79.2	94.1
NO_2	0.04	0.166	//	0.0	85.0
NO_3	0.679	8.11	//	0.9	//
NH_3^+	800	120	85.0	63.1	92.1
DBO_5	6,110	700	88.5	335.0	94.5

4.4 Tratamiento fisicoquímico

4.4.1 Coagulación-Floculación

4.4.2 Determinación del mejor coagulante

En esta etapa se probaron cuatro tipos diferentes de sales, 2 de aluminio y 2 de hierro (Cloruro de Aluminio, Sulfato Férrico, Aluminato de Sodio y Sulfato de Aluminio), con el fin de conocer y seleccionar el coagulante que mayor partículas logra formar y sedimentar durante el tiempo determinado para el tratamiento.

Tabla 21. Resultados elección de mejor coagulante con relación a DQO.

	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
Cloruro de Aluminio	7260	8360
Sulfato Férrico	6980	6640
Aluminato de Sodio	7480	10410
Sulfato de Aluminio	7190	7600

Los resultados mostraron que el sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) fue el que mayor cantidad de coágulos logró formar y sedimentar por efecto de la gravedad (tabla 21); además fue el coagulante que redujo de manera significativa la demanda química de oxígeno (ver resumen de las tres determinaciones en la tabla 24). Eligiendo esta sal, entre las demás, como lo óptima.

Figura 39. Prueba de jarras y coagulante óptimo

4.4.3 Determinación de la mejor dosis

Una vez seleccionado el coagulante, se realizó un tratamiento mediante prueba de jarras manejando dosis de coagulante de 100 mg/L hasta 600 mg/L de $Fe_2(SO_4)_3$ para las distintas jarras, hasta este paso del tratamiento solo se ha seleccionado el coagulante más eficiente y se han manipulado las concentraciones con el fin de obtener menor DQO.

Tabla 22. Resultados elección de mejor dosis con relación a DQO.

	Afluente (mg/L)	**Efluente (mg/L)**
200 mg/L	859	825
300 mg/L	877	833
400 mg/L	835	853
500 mg/L	865	891
600 mg/L	824	787

La concentración que mayor cantidad de coágulos logró formar y sedimentar fue la de 600 mg/L de sulfato férrico (ver resumen de las tres determinaciones en la tabla 24). Hasta esta parte se ha elegido la sal adecuada y la mejor dosis para la operación adecuada de tratamiento por jarras.

Figura 40. Prueba de jarras y pH óptimo

4.4.4 Determinación del mejor pH

En esta prueba se manejó un intervalo de pH de 2 a 10, con incrementos de 2 unidades, utilizando la mejor dosis de 600 mg/L de sulfato férrico. Al finalizar la última prueba del tratamiento fisicoquímico observando el mejor pH que fue de 6 unidades (ver resumen de las tres determinaciones en la tabla 24).

Tabla 23. Resultados elección de mejor pH con relación a DQO.

	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
2	7480	1976
4	7480	3543
6	7480	2701
8	7480	2141
10	7480	2101

Finalizando esta última prueba se tomó por concluido el tratamiento fisicoquímico, teniendo la mejor sal, la mejor dosis y el pH óptimo, como se muestra en las tablas 21 22 y 23.

Figura 41. Prueba de jarras y dosis óptima

Tabla 24. Tratamiento por prueba de jarras (elección de dosis óptima).

	Afluente (mg/L)	Sistema aerobio (mg/L)	Sistema anaerobio (mg/L)	Sistema fisicoquímico (mg/L)	Remoción (%)
DQO	8,101	1,029	823.0	794	90.19

4.5 Tratamiento por cloración

En la etapa adicional al tratamiento de aguas, se tomó una muestra de 50 ml de agua residual proveniente del final de los tres tratamientos (aerobio, anaerobio y prueba de jarras) y se añadieron diferentes dosis de hipoclorito de sodio al 5% (en concentraciones de 10 a 50 mg/L), se midió turbiedad, color y DQO final, terminando el tren de tratamiento del agua residual proveniente de la elaboración de los fertilizantes orgánicos. En la figura 42 se muestran las diferentes concentraciones de hipoclorito añadido y los diferentes resultados obtenidos (figura 45).

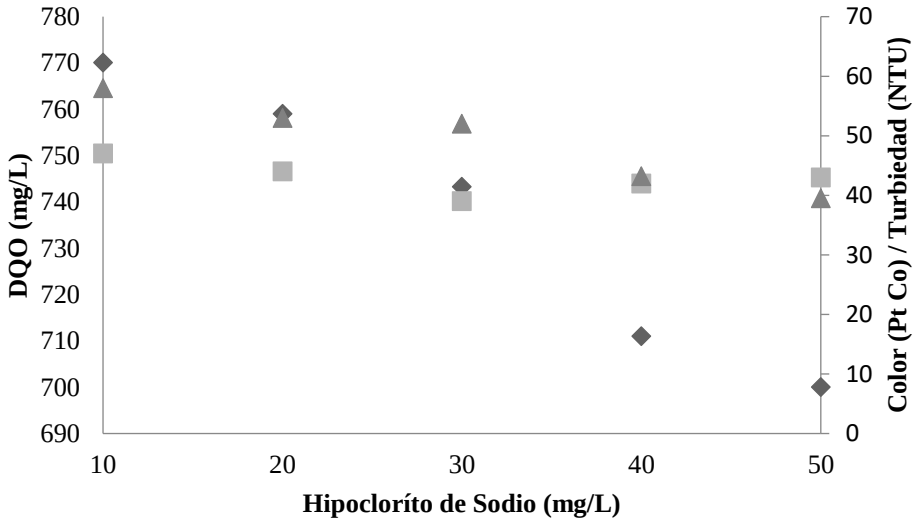


Figura 42. Parámetros al final de la cloración ■ DQO (mg/L) / ♦ Color (Pt Co) / ▲Turbiedad (NTU)

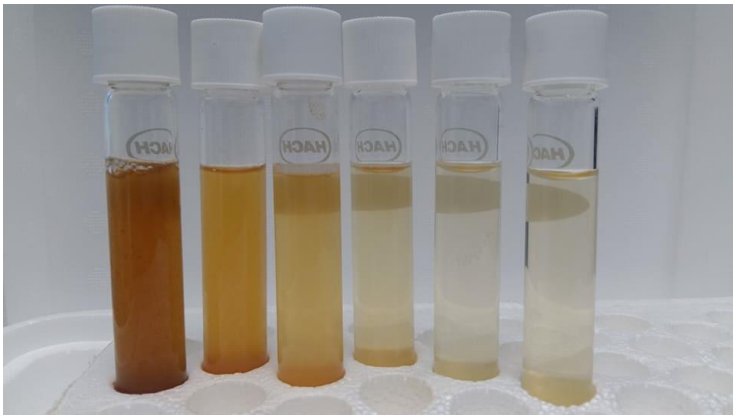


Figura 43. Cloración a diferentes dosis de hipoclorito de sodio.

A continuación se muestra un resumen del tren de tratamiento completo, donde se puede observar las mejores condiciones para el tratamiento del agua residual del proceso de fertilizante orgánico líquido, empleando un tratamiento biológico aerobio/anaerobio, un tratamiento fisicoquímico y por último un agente desinfectante.

Tabla 25. Tren de tratamiento del agua residual del proceso de biofertilizante

	Afluente (mg/L)	Sistema aerobio (mg/L)	%R	Sistema Anaerobio (mg/L)	%R	Prueba de Jarras (mg/L)	%R	Cloración (mg/L)	%R final
DQO	**8,101**	**1,029**	**87.2**	**823.0**	**89.8**	**787.0**	**90.3**	**700.0**	**91.4**
NT	**1,335**	**158**	**88.2**	**79.2**	**94.1**	**75.9**	**94.3**	**68.3**	**94.9**
NO_2^-	**0.04**	**0.166**	**//**	**0.006**	**85.0**	**0.013**	**67.5**	**0.004**	**90.0**
NO_3^-	**0.679**	**8.11**	**//**	**0.141**	**79.2**	**0.336**	**50.5**	**0.008**	**98.8**
NH_4^+	**800**	**120**	**85.0**	**63.1**	**92.1**	**55.4**	**93.1**	**53.2**	**93.4**
COLOR	**47**	**2,057**	**ND**	**2,451.0**	**ND**	**4,767.0**	**ND**	**43.0**	**8.5**
TURBIEDAD	**58**	**333**	**ND**	**491.0**	**ND**	**960.0**	**ND**	**39.5**	**31.9**
DBO_5	**6,110**	**700**	**88.5**	**335.0**	**94.5**	**-**	**-**	**-**	
SST	**1,104**	**1811**	**//**	**2,382**	**//**	**987.0**	**58.6**	**-**	**-**

Conclusión

Las aguas residuales del proceso de fertilizante orgánico líquido resultan un peligro para la salud humana y vida acuática debido sus características fisicoquímicas y su alto contenido de carga orgánica y nitrógeno amoniacal, por lo que el tratamiento de ésta resulta sumamente importante para el medio ambiente.

Durante este trabajo se diseñó un tren completo de tratamiento para la depuración de estos vertidos, empezando por un tratamiento biológico compuesto de dos etapas (aerobio/anaerobio), los cuales demostraron remover eficientemente los compuestos nitrogenados. Seguido de un tratamiento fisicoquímico, el cual contribuyó a eliminar la gran

cantidad de sólidos suspendidos generados durante las etapas previamente realizadas, por último el uso de un agente desinfectante químico el cual contribuyó a eliminar a disminuir la coloración, turbidez y agentes patógenos del agua residual.

El tratamiento de agua residual proveniente del proceso de biofertilizantes incluyendo la etapa biológica, fisicoquímica y cloración, resultó útil ya que se pudo remover 91.4% la materia orgánica expresada como DQO. Mientras que el nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos, que son el parámetro de mayor importancia en este estudio, se removieron en su mayoría con 94%, 93%, 90% y 98% respectivamente.

El proceso de nitrificación y desnitrificación resultó eficiente para remover la carga de contaminantes en el agua residual, confirmando la hipótesis planteada en este trabajo.

Bibliografía

APHA-AWWA-WPCF (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition. American Public Health Association. Washington, DC.

Arboleda, V.J. (2000), Teoría y práctica de la purificación del agua, 3ra edición, Mc. Graw-Hill, Colombia,

Anderson, J.H. (2002). Studies on the formation of nitrogenous gas from hydroxylamine by Nitrosomonas. Biochim. Biophys. Acta, Vol. 97, pp. 337-339.

Bernat K., Wojnowska-Baryla I. (2007). Carbon source in aerobic denitrification. Biochem. J., Vol. 36, pp. 116-122

Bernet N. y Spérandio M. (2006). Biological wastewater treatment systems. In Cervantes, F.J., Pavlosttathis, S.G., Van Andel A.C. (Eds), Adv. Biol. Treat. for industrial Wastewater. IWA Publishing, United Kingdom, pp. 186-212..

Bickers Paul O., Oostrom Albert J., 1999. Availability for denitrification of organic carbón in meat-processing wastestreams. Elsevier 53-58 Vol 75 No. 1

Boer, W., Klein, W., Gunnewiek, P. J. A., Veenhuis, M., Bock, E., Laanbroek, H. J. (1991). Nitrification at low pH by aggregated chemolithotrophic bacteria. Appl. Environ. Microb., Vol. 57, pp. 3600-3604.

Boer, W., Kowalchuk, G. A. (2001). Nitrification in acid soils: Microorganisms and mechanisms. Soil Biol. Biochem., Vol. 33, pp. 853-866.

Brosius, M. R., Evaylico, G. K., Bulluck, L.R. (1998). Comparison of commercial fertilizer and organic by-products on soil chemical and biological properties and vegetable yields. Beneficial Co-Utilization of Agricultural Municipals and Industrial by-products. In Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. Pp. 195-202.

Carrera J.,Baeza J.A., Vicent T., Lafuente J. (2003). Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system. Water Res. Vol. 37, pp. 4211-4221.

Chen S., Ling J., Blancheton J. (2006). Nitrification kinetics on biofilms as affected by water quality factors. Aquac. Eng. Vol. 34, pp. 179-197.

Del Real Olvera, J., Prieto García, F., Santos López, E. M., Román Gutiérrez, A. D., & Gorgillo Martínez, A. J. (2007). Factibility of treat wineyard wastewater through anaerobic biodigestion with a from cow's waste. Rev. Téc. Univ. Zulia, 30(2), 128–135. doi:0254-0770

Department of Microbiology of Tamul Nadu Agricultural University. (s.f) Biofertilizers (Documento Recuperado el día 05 de agosto de: http://agritech.tnau.ac.in/org_farm/orgfarm.biofertilizertechnology.html.

Dichtl, N., Keudel, L., & Jordan, R. (2010). Processes of Wastewater Treatment. Technische Univertiät Braunschweig.

Eckenfelder W.W. (2000), Industrial Water Pollution Control, Third Edition, Mc. Graw-Hill, Boston, USA.

EPA (2009). Nutrient Control Design Manual. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., EEUU.

Fiencke, C, Bock E. (2004). Genera specific immunofluorescence labelling of ammonia oxidizers with polyclonal antibodies recognizing both subunits of the ammonia monooxygenase. Microbial Ecol. Vol. 47, pp. 374–384.

Ferrer P., J., & Seco T., A. (2003). Tratamientos biológicos de aguas residuales (1st ed., p. 147). Valencia ,Esp.: Universidad Politécnica de Valencia.

Fux C., Siegrist H. (2004). Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification – denitrification or partial nitritation–anammox: Environmental and economical considerations. Wat. Sci. Technol. Vol. 50, pp. 19-26.

Garcia PA, Fernández-Polanco F. (1996). Parámetros de operación en sistemas de eliminación de nutrientes. In: Floats, X. (Ed). Eliminació biológica de nutrients en aigües residuals. 2nd course on Environmental Engineering. Paperkite Editorial, Lleida, Spain.

Gerardi Michael H., Wastewater Bacteria. Wiley interscience, 2006. New Jersey.

Grunditz C., Dalhammar G. (2001). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter. Wat. Sci. Technol. 35 (2), 433-440.

Gousterova, A., Nustorova, M., Christov, P., Nedkov, P., Neshev, G. (2008). Development of a biotechnological procedure for treatment of animal wastes to obtain inexpensive

biofertilizer, World J. Microb. Biotech. Vol. 24, pp. 2647-2652. Doi: 10.1007/s11274-008-9788-1.

Hellinga C, Schellen A.A.J.C., Mulder J.W, van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. Water Sci. Technol. Vol. 37, pp. 135–142.

Hibiya K, Terada A, Tsuneda S, Hirata A. (2003). Simultaneous nitrification and denitrification by controlling vertical and horizontal microenvironment in a membrane-aerated biofilm reactor. J. Bacter. Vol. 100, pp. 23–32.

Hooper, A. B., Balny, C. (1982). Reaction of oxygen with hydroxylamine oxidoreductase of Nitrosomonas: fast kinetics. FEBS Lett., Vol. 144, pp. 299-303.

Kalyuzhnyi, S., Gladchenko, M., Mulder, A., Versprille, B. (2006). DEAMOX–New biological nitrogen removal process based on anaerobic ammonia oxidation coupled sulphide-driven conversion of nitrate to nitrite. Water Res. Vol. 40, pp. 3637-3645.

Keller J, Subramaniam K, Gosswein J, Greenfield PF. (1997). Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors. Water Sci. Technol. Vol. 35, pp. 137–144.

Koops, H.P., Böttcher, B., Möller, U. C., Pommerening-Röser, A., Stehr, G. (1991). Classification of eight new species of ammonia-oxidizing bacteria: Nitrosomonas communis sp. nov., Nitrosomonas ureae sp. nov., Nitrosomonas aestuarii sp. nov., Nitrosomonas marina sp. nov., Nitrosomonas nitrosa sp. nov., Nitrosomonas eutropha sp. nov., Nitrosomonas oligotropha sp. nov. and Nitrosomonas halophila sp. nov. J. Gen. Microbiol., Vol. 137, pp. 1689-1699.

Lai E., Senkpiel S., Solley D. y Keller J. (2004). Nitrogen removal of high strength wastewater via nitritation/denitration using a sequencing batch reactor. Wat. Sci. Technol. Vol. 50, pp. 27-33.

Lee S., Maken S., Jang J., Park K., Park J. (2006). Development of physicochemical nitrogen removal process for high strength industrial wastewater. Water Res. Vol. 40, pp. 975-980.

Lin L., Yuan S., Chen J., Xu Z., Lu X. (2009). Removal of ammonia nitrogen in wastewater by microwave radiation. J. Hazard. Mater. Vol. 161, pp. 1063-1068.

Metcalf and Eddy. (2003). Wastewater Engineering Treatment and Reuse, 4td ed. Mc Graw Hill, International Edition, New York.

Palatsi, J., Rodríguez-Abalde, Á., Fernández, B., Flotats, X. (2010). Digestión anaerobia de subproductos de la industria cárnica. In Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos, 1-3 de junio 2010 (pp. 1–3).

Pambrun V., Paul E., Spérandio M. (2004). Treatment of nitrogen and phosphorous in highly concentrated effluent in SBR and SBBR processes. Wat. Sci. Technol.. 50(6), 269-276.

Pedersen P., Jensen K., Lyngsie P., Johansen N. (2003). Nitrogen removal in industrial wastewater by nitration and denitration- 3 years of experience. Wat. Sci.Technol.. 47 (11), 181-188.

Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de aguas residuales (7th ed.). Barcelona, España. Reverté.

Ribes, J. (2004). Modelació de sedimentadors en plantes de tractament d'aigües residuals. Aplicació al procés de fermentació-elutriació de fangs primaris. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Valencia.

Riddick, T.M. (1996), Zeta potential and its application to difficult waters, Journal AWWA, 53, 1007.

Ruiz G., Jeison D., Chamy R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. Water Res. Vol. 37, pp. 1371-1377.

Salem S, Berends D.H.J.G., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen JJ. (2003). Bioaugmentation by nitrification with return sludge. Water Res. Vol. 37, pp. 1794–1804.

Schmidt, I., Bock, E. (1997). Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by Nitrosomonas eutropha. Arch. Microbiol., Vol. 167, pp. 106-111.

Shen, D. (1997) Microbial diversity and application of microbial products for agricultural purposes in China. Agri. Ecos. Environ. Vol. 62, pp. 237-245. doi: 10.1016/S0167-8809(96) 01132-2.

Sorensen, J. (1999). Nitrogen effects on vegetable crop production and chemical composition. Acta Horticul., Vol. 506, pp. 41-49.

Suzuki, L., Dular, U., Kwok, S.C. (1974). Ammonia or ammonium ion as substrate for oxidation by Nitrosomonas europaea cells and extracts. J. Bacteriol. Vol. 120, pp. 556–558.

Van Loosdrecht M.C., Salem S. (2006). Biological treatment of sludge digester liquids. Wat. Sci. Technol., Vol. 53, pp. 11-20.

Voytek, M. A., Priscu, J.C., Ward, B.B. (1999). The distribution and relative abundance of ammonia-oxidizing bacteria in lakes of the McMurdo Dry Valley, Antarctica. Hydrobiology. Vol. 401, pp. 113-130.

Walter B., Haase C., Rabiger N. (2005). Combined nitrification/denitrification in a membrane reactor. Water Res. (39), 2781-2788.

Watson, S.W., Bock, E., Valois, F.W., Waterbury, J.B., Schlosser, U. (1986). Nitrospira marina gen. nov. sp. nov.: A chemolithotrophic nitrite-oxidizing bacterium. Arch. Microbiol. 144, 1–7.

Watson, S.W., Bock, E., Harms, H., Koops, H.-P., Hooper, A.B. (1989). Nitrifying bacteria. In J. T.

Wiesmann U., Su Chou I., Dombrowski E. (2007). Fundamentals of biological wasterwater treatment. Ed. Wiley-VCH. Germany.

Wyffels S, Pynaert K, Boeckx P, Verstraete W, Van Cleemput O. (2003). Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by 15N tracer techniques. Water Res. Vol. 37, pp. 1252–1259.

Zart, D, Bock, E. (1998). High rate of aerobic nitrification and denitrification by Nitrosomonas eutropha grown in a fermentor with complete biomass retention in the presence of gaseous NO2 or NO. Arch. Microbiol., Vol. 169, pp. 282-286

Zhu G., Peng Y., Li B., Guo J., Yang Q, Wang S. (2008). Biological Removal of nitrogen wastewater. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 192, pp. 159-195.