



SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REDUCCIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL EFLUENTE DE UN SISTEMA DE ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO

EDIE AMOROCHO GONZÁLEZ 0751895
DIEGO ANDRÉS SÁNCHEZ MUÑOZ 0750769

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2013**



SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REDUCCIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL EFLUENTE DE UN SISTEMA DE ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO

EDIE AMOROCHO GONZÁLEZ 0751895
DIEGO ANDRÉS SÁNCHEZ MUÑOZ 0750769

Universidad del Valle



DIRECTORA
Ing. JENNY ALEXANDRA RODRÍGUEZ VICTORIA, Dra.

CO-DIRECTORA
Ing. NANCY VÁSQUEZ SARRIA, M.Ing.

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2013



Nota de Aceptación

Firma del Director

Firma del Co-director

Firma del Evaluador

Firma del Evaluador

DEDICATORIA

A Dios por darme el don de la vida y las facultades intelectuales que me permitieron ser una persona dedicada y entregada a la academia
A mis padres Edie Amorocho Cruz y Noralba González Ramírez por brindarme su apoyo incondicional a pesar de los obstáculos, por no desfallecer y tratar siempre de darme lo mejor para poder cumplir con éxito este camino
A mis hermanos Olga Jenny Amorocho y Juan Camilo Amorocho por ser el motor que me impulso a lograr esta meta
A Eduardo Calonje y Stella Amorocho por su guía y consejos desde el inicio de mi formación académica
A toda mi familia que siempre me dieron las energías y tenacidad para afrontar cada día este sueño que hoy es realidad.

Edie Amorocho González

A Dios por brindarme el privilegio de la vida y la oportunidad de poder contar con una educación superior,
A mis padres Henry Sánchez y Claudia Muñoz que me brindaron todo su apoyo y acompañamiento en el camino de mi educación,
A mi abuelo Aurelio Muñoz cuyo apoyo incondicional permitió que este gran logro en mi vida saliera adelante,
A mi hermana Angélica Sánchez cuya compañía en las largas noches de estudio me brindaba alegría,
A mi novia Laura Marcela Perea por brindarme su amor y su apoyo incondicional que me motivaba a seguir adelante,
Y finalmente a toda mi familia y en especial mi abuelo Álvaro Sánchez Giraldo q.e.p.d. le dedico este gran logro ya que él fue la persona que me instruyo al seguir esta carrera y profesión de la cual me siento muy orgulloso y sé que recogeré grandes frutos en mi quehacer profesional

Diego Andrés Sánchez Muñoz

AGRADECIMIENTOS

A la directora Jenny Alexandra Rodríguez Victoria y la co-directora Nancy Vásquez Sarria por su gran apoyo y acompañamiento en la etapa experimental como en el análisis de los datos y elaboración del documento, además por brindarnos su amistad y ser nuestras guías en todo el proceso de nuestra formación académica.

A los profesores del área académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental y de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, quienes nos acompañaron con su conocimiento y experiencia en nuestro proceso de formación académica.

A Nataly Bonilla por su apoyo en la fase experimental de este trabajo de grado.

A Tatiana Mañunga por sus consejos para culminar exitosamente el proceso de escritura del trabajo de grado.

A la secretaria del plan de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle Magnoly González por su colaboración en los trámites académicos e información oportuna de los acontecimientos del plan.

A nuestros compañeros de estudio: Margarita Díaz, Diana Soraya Sánchez, Leidy Rojas, Jonathan Franco, José Otero, Diego Martínez y Andrés Domínguez, quienes compartieron día a día el camino de este logro obtenido.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|--|----|
| RESUMEN..... | 10 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 11 |
| 2. OBJETIVOS..... | 13 |
| 2.1 Objetivo general | 13 |
| 2.2 Objetivos específicos | 13 |
| 3. MARCO REFERENCIAL | 14 |
| 3.1 Nitrógeno..... | 14 |
| 3.1.1 Ciclo del Nitrógeno | 14 |
| 3.1.2 Nitrógeno en el agua residual doméstica..... | 15 |
| 3.1.3 Transformación biológica del nitrógeno en el tratamiento del agua residual | 16 |
| 3.1.4 Nitrificación | 16 |
| 3.1.5 Desnitrificación | 17 |
| 3.2 Sistemas de lodos activados..... | 17 |
| 3.2.1 Generalidades | 17 |
| 3.3 Reducción de materia orgánica carbonácea en el sistema de lodos activados bajo la modalidad de Estabilización por contacto..... | 19 |
| 3.4 Reducción de materia orgánica nitrogenada en sistemas de lodos activados convencionales | 22 |
| 4. METODOLOGIA..... | 24 |
| 4.1 Descripción general | 24 |
| 4.2 Unidad experimental | 24 |
| 4.3 Inoculación del sistema..... | 26 |
| 4.4 Agua residual | 26 |
| 4.4.1 Preparación del agua residual sintética..... | 26 |
| 4.5 Operación del sistema | 27 |
| 4.6 Puntos de muestreo | 28 |
| 4.7 Seguimiento y control del sistema..... | 28 |
| 4.8 Análisis estadístico..... | 29 |
| 5. RESULTADOS Y DISCUSION | 30 |
| 5.1 Calidad del agua residual afluente..... | 30 |
| 5.2 Comportamiento del sistema estabilización por contacto | 31 |
| 5.2.1 Variables operacionales del sistema de estabilización por contacto | 31 |
| 5.2.2 Desempeño del sistema y calidad del efluente de estabilización por contacto | 35 |
| 5.3 Comportamiento del sistema NIT..... | 40 |
| 5.3.1 Variables Operacionales del sistema NIT..... | 40 |



| | | |
|-------|---|----|
| 5.3.2 | Desempeño y calidad del efluente del sistema nitrificante | 44 |
| 5.4 | Comparación de las dos condiciones operacionales | 50 |
| 6. | CONCLUSIONES | 53 |
| 7. | BIBLIOGRAFIA..... | 54 |
| 8. | ANEXOS..... | 58 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 3.1. Ciclo del nitrógeno | 15 |
| Figura 3.2. Esquema general de un sistema convencional de lodos activados..... | 18 |
| Figura 3.3. Esquema general de estabilización por contacto | 19 |
| Figura 4.1. Localización del proyecto de investigación..... | 24 |
| Figura 4.2. Configuración de la unidad experimental..... | 24 |
| Figura 4.3. Vista en planta del sistemas ExC y NIT | 25 |
| Figura 4.4. Vista isométrica de los sistemas ExC y NIT | 25 |
| Figura 4.5. Diagrama de cajas y alambres con sus respectivas partes | 29 |
| Figura 5.1. Comportamiento del TRC en el sistema ExC | 32 |
| Figura 5.2. Comportamiento de los SSVLM en el sistema ExC..... | 32 |
| Figura 5.3. Comportamiento de la distribución fraccional del lodo (Factor α)..... | 33 |
| Figura 5.4. Variación de la COV y la relación A/M en el sistema de ExC | 34 |
| Figura 5.5. Comportamiento del OD en el sistema ExC | 34 |
| Figura 5.6. Comportamiento de la Temperatura en el sistema ExC | 35 |
| Figura 5.7. Comportamiento de la carga de DQO y la reducción de la DQO en el sistema ExC..... | 37 |
| Figura 5.8. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles en el Efl ExC..... | 37 |
| Figura 5.9. Comportamiento de la carga de NAT y la reducción de la NAT en el sistema ExC..... | 38 |
| Figura 5.10. Comportamiento de los N-NO ₂ y N-NO ₃ en el Efl de ExC..... | 39 |
| Figura 5.11. Relación C/N en el Efl ExC..... | 40 |
| Figura 5.12. Comportamiento del TRC en el sistema NIT | 41 |
| Figura 5.13. Comportamiento de los SSVLM en el sistema NIT | 42 |
| Figura 5.14. Variación de la COV y la relación A/M en el sistema NIT | 43 |
| Figura 5.15. Comportamiento del OD en RN..... | 44 |
| Figura 5.16. Comportamiento de la temperatura en el sistema NIT | 44 |
| Figura 5.17. Comportamiento del pH en el sistema de NIT | 45 |
| Figura 5.18. Comportamiento de la Alcalinidad en el sistema NIT | 46 |
| Figura 5.19. Comportamiento de la DQO en el sistema NIT | 47 |
| Figura 5.20. Comportamiento de los SSV en Efl NIT..... | 48 |
| Figura 5.21. Comportamiento del NAT en el sistema NIT | 48 |
| Figura 5.22. Comportamiento de la concentración de NAT, N-NO ₂ y N-NO ₃ en el sistema NIT..... | 49 |
| Figura 5.23. Comportamiento de la carga aplicada y eliminada de NAT en el sistema NIT | 50 |
| Figura 5.24. Comportamiento en el tiempo de la carga aplicada y eliminada de NAT en el sistema NIT..... | 50 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 3.1. Valores referencia de las diferentes especies de nitrógeno en agua residual doméstica | 15 |
| Tabla 3.2. Valores recomendados para la operación del sistema de lodos activados | 18 |
| Tabla 4.1. Volumen de las unidades | 25 |
| Tabla 4.2. Concentraciones y volúmenes de las soluciones del ARS..... | 27 |
| Tabla 4.3. Composición de referencia para la preparación del ARS..... | 27 |
| Tabla 4.4. Condiciones operacionales referencia del sistema – Fase 1. ExC..... | 27 |
| Tabla 4.5. Condiciones operacionales referencia del sistema – Fase 2. Sistema de NIT..... | 27 |
| Tabla 4.6. Puntos de muestreo del sistema | 28 |
| Tabla 4.7. Variables fisicoquímicas para la caracterización, seguimiento y control del sistema..... | 28 |
| Tabla 5.1. Características fisicoquímicas del agua residual sintética | 30 |
| Tabla 5.2. Resumen estadístico del comportamiento de las variables operacionales | 31 |
| Tabla 5.3. Características fisicoquímicas del Efl ExC | 35 |
| Tabla 5.4. Resumen estadístico del comportamiento de las variables operacionales | 40 |
| Tabla 5.5. Características fisicoquímicas del Efl NIT | 45 |

Tabla 5.6. Resumen del desempeño del sistema51

Tabla 5.7. Resultados del análisis estadístico pruebas ANOVA-Tukey51

LISTADO DE ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

| ABREVIATURA | SIGNIFICADO |
|--------------------|---|
| Afl ExC | : Afluente Sistema Estabilización por Contacto |
| Afl NIT | : Afluente Sistema Nitrificante |
| Alc | : Alcalinidad |
| A/M | : Relación Alimento/Microorganismos |
| ANOVA | : Análisis de varianza |
| AR | : Agua Residual |
| ARD | : Agua Residual Doméstica |
| ARS | : Agua Residual Sintética |
| COV | : Carga Orgánica Volumétrica |
| DQO | : Demanda Química de Oxígeno |
| Efl ExC | : Efluente Sistema Estabilización por Contacto |
| Efl NIT | : Efluente Sistema Nitrificante |
| Ha | : Hipótesis alterna |
| Hp | : Hipótesis planteada |
| OD | : Oxígeno Disuelto |
| LM RC | : Licor Mixto Reactor de Contacto |
| LM RE | : Licor Mixto Reactor de Estabilización |
| LM RN | : Licor Mixto Reactor de Nitrificación |
| NAT | : Nitrógeno Amoniacal Total |
| NIT | : Nitrificante |
| N-NH ₄ | : Nitrógeno Amoniacal |
| N-NO ₃ | : Nitratos |
| N-NO ₂ | : Nitritos |
| N | : Numero de datos |
| Max | : Máximo |
| Med | : Mediana |
| Min | : Mínimo |
| Q | : Caudal |
| Qr | : Caudal Recirculado o Caudal de Recirculación |
| RC | : Reactor de Contacto |
| RE | : Reactor de Estabilización |
| RExC | : Recirculación del Sistema Estabilización por Contacto |
| RN | : Reactor de Nitrificación |
| SSV | : Sólidos Suspendidos Volátiles |
| SS1 | : Sedimentador Secundario 1 |
| SS2 | : Sedimentador Secundario 2 |
| SSVLM | : Sólidos Suspendidos Volátiles en el Licor Mixto |
| TRC | : Tiempo de Retención Celular |
| TR _{neto} | : Tiempo de Retención Hidráulico neto |
| σ | : Desviación estándar |

RESUMEN

Amorocho G. E. y Sánchez M. D. Sistema de lodos activados para la reducción de nitrógeno amoniacal efluente de un sistema de estabilización por contacto. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Sanitario y Ambiental. Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente. Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia.

El estudio realizado evaluó el desempeño de dos sistemas de lodos activados para la reducción de materia orgánica carbonácea y Nitrógeno Amoniacal Total - NAT de un agua residual sintética que simuló las características de un efluente de un sistema de estabilización por contacto. La investigación se llevó a cabo en las instalaciones del Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle. El sistema se evaluó a escala de laboratorio y consistió de dos sistemas de lodos activados conectados en serie, el primer sistema se operó bajo la modalidad de Estabilización por Contacto (ExC) para la reducción de materia orgánica carbonácea, medida como DQO y el segundo sistema se operó bajo la modalidad convencional (Sistema Nitrificante), para favorecer la transformación del NAT.

El principal objetivo del estudio fue determinar bajo dos condiciones de Tiempo de retención Hidráulico Neto - TRH_{neto} , el desempeño del sistema convencional para la reducción del NAT presente en el efluente del sistema de estabilización por contacto. Los TRH_{neto} evaluados fueron de 7 y 5 h.

Para el sistema ExC se alcanzaron eficiencias de reducción de DQO alrededor del 78% y de NAT del 38%, garantizando valores promedio de TRC de 4.2 d, COV de $2.6 \text{ kgDQO} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, A/M de $1.42 \text{ kgDQO} \cdot (\text{kgSSV} \cdot \text{d})^{-1}$, Factor α de 0.23, concentración de OD de $4.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, concentración de SSVLM en RC de $1398 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y concentración de SSVLM en RE de $2405 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Para el Sistema Nitrificante se alcanzaron eficiencias de reducción NAT superiores al 80 %, al ser operado con TRH_{neto} de 7 y 5 h. Para que el sistema tuviera un desempeño óptimo se garantizaron valores promedio de TRC de 5.58 d y 5.48 d, COV de 0.26 y $0.21 \text{ kgDQO} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, A/M de 0.26 y $0.20 \text{ kgDQO} \cdot (\text{kgSSV} \cdot \text{d})^{-1}$, concentración de OD de 4.68 y $4.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y concentración de SSVLM en RN de 825y $1190 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para los TRH_{neto} de 7 y 5 h respectivamente.

Al evaluar las dos condiciones operacionales para 7 y 5 h de TRH_{neto} , se observó que en términos de calidad del efluente y eficiencias de reducción de NAT, no se encontraron diferencias significativas, obteniéndose para ambos casos en efluente de baja concentración de DQO y NAT; sin embargo en términos de carga eliminada, para la condición operacional de 5h de TRH_{neto} se presentó una mayor carga eliminada, lo que representa una ventaja para el sistema puesto que se traduce en una mayor capacidad de tratamiento con un menor volumen en los reactores, implicando menores requerimientos de área para la implementación del sistema.

1. INTRODUCCIÓN

Los compuestos orgánicos de nitrógeno presentes en el agua residual bajo condiciones ambientales específicas de temperatura y pH, se transforman en amonio ionizado (N-NH_4^+) o no ionizado (N-NH_3). A medida que los valores de temperatura y pH aumentan, la concentración de N-NH_3 se incrementa y la concentración de N-NH_4^+ disminuye, situación que causa un mayor impacto sobre el ecosistema acuático, debido a que de estas dos especies amoniacales, la más tóxica es la no ionizada especialmente para los peces (Russo, 1985 citado por Camargo y Alonso, 2007). El nitrógeno amoniacal total ($\text{NAT} = \text{N-NH}_4^+ + \text{N-NH}_3$) posteriormente se oxida a nitritos (N-NO_2^-) y luego a nitratos (N-NO_3^-), proceso que demanda un consumo adicional de oxígeno en la fuente receptora y que ocasiona la reducción en la concentración del oxígeno disuelto en el agua, afectando directamente a la biota acuática (Jiménez et al., 1991).

Las concentraciones elevadas de N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- generan una excesiva fertilización de las fuentes superficiales, generando la proliferación de los productores primarios (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitos), que contribuyen con el fenómeno conocido como eutroficación de los ecosistemas acuáticos (Camargo y Alonso, 2007).

Además de afectar la calidad del agua, la eutroficación genera problemas estéticos y organolépticos en lagos y embalses como color, olor y sabor. Otro aspecto importante radica en los usos del agua, ya que al utilizar fuentes superficiales contaminadas para el consumo humano, la presencia de compuestos nitrogenados puede afectar los procesos de desinfección con cloro, debido a que el N-NH_4^+ puede reaccionar con el cloro y favorecer la formación de cloraminas y tricloruro de nitrógeno, compuestos que tienen un poder desinfectante considerablemente inferior al cloro, lo que resulta indeseable, ya que puede aumentar el riesgo microbiológico en el agua potable y ser responsables de olores y sabores (Jiménez et al., 1991).

Es evidente que la contaminación de las fuentes superficiales causada por el vertimiento de agua residual doméstica con presencia de material nitrogenado, se ha convertido en una problemática actual, la cual al no ser solucionada puede afectar además de los ecosistemas acuáticos, la salud de las personas (Espigares y Pérez, 2003). La alta concentración de nutrientes en las aguas superficiales puede favorecer el desarrollo de organismos transmisores o causantes de enfermedades infecciosas como la malaria y brotes de cólera (Townsend et al., 2003 citado por Camargo y Alonso, 2007).

Los diferentes problemas ambientales causados por el vertimiento de compuestos orgánicos y nitrógeno a las fuentes receptoras de agua residual doméstica, hacen necesario investigar en el campo del tratamiento del agua residual, de tal manera que se puedan implementar tecnologías que se adapten a las condiciones ambientales regionales y respondan de manera eficiente al tratamiento.

Actualmente existen diferentes tecnologías para la eliminación y transformación de materia orgánica carbonácea y nitrógeno; sin embargo, en Colombia el tratamiento de agua residual se encuentra en desarrollo, lo que hace necesario evaluar y estudiar tecnologías de tratamiento que aporten opciones aplicables en el contexto nacional y que permitan cumplir con los requerimientos ambientales para la protección de los recursos hídricos que están siendo afectados por la descarga de agua residual sin adecuado tratamiento.

Para la ciudad de Cali, se han desarrollado diferentes investigaciones a escala de laboratorio y piloto en torno del tratamiento de su agua residual doméstica, enfocadas principalmente en la reducción de materia orgánica carbonácea. Entre las alternativas evaluadas, se encuentra el sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto, la cual se ha caracterizado por presentar altas eficiencias en la reducción de DQO, DBO_5 y SST (Vásquez, 2009; Vásquez et al., 2010), sin embargo, la transformación de nitrógeno no es suficiente, lo cual se traduce en la necesidad de implementar tratamientos adicionales.

En este proyecto de grado se evaluó el desempeño de un sistema de lodos activados convencional, para la reducción del contenido de nitrógeno amoniacal presente en el efluente de un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto, evaluándose dos TRH_{neto} diferentes 5 y 7 h, puesto que el TRH es una variable operacional que afecta el flujo de cargas en el sistema y define el volumen de las unidades de tratamiento, siendo este último un parámetro fundamental para el diseño de sistemas de lodos activados (van Haandel, 1999).

El proyecto fue desarrollado a escala de laboratorio en las instalaciones del Laboratorio de Biotecnología Ambiental del Área Académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle y fue financiado por el Grupo de Investigación Estudio y Control de la Contaminación Ambiental (ECCA) de la Universidad del Valle, en el marco de los proyectos de Investigación en la línea de tratamiento de agua residual doméstica.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Evaluar un sistema convencional de lodos activados para la reducción del nitrógeno amoniacal efluente de un sistema de estabilización por contacto

2.2 Objetivos específicos

- Evaluar el desempeño de un sistema de estabilización por contacto en términos de reducción de DQO y NAT
- Evaluar la influencia del TRH_{neto} sobre la reducción de NAT en un sistema de lodos activados convencional

3. MARCO REFERENCIAL

3.1 Nitrógeno

Las formas iónicas (reactivas) de nitrógeno inorgánico más comunes en los ecosistemas acuáticos son el amonio (N-NH_4^+), el nitrito (N-NO_2^-) y el nitrato (N-NO_3^-); estos iones pueden estar presentes de manera natural en el medio acuático como consecuencia de la deposición atmosférica, la escorrentía superficial y subterránea, la disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, la descomposición biológica de la materia orgánica y la fijación de nitrógeno por ciertos procariontes; sin embargo, las actividades humanas han alterado de manera significativa el ciclo global del nitrógeno, aumentando su disponibilidad en muchas regiones del planeta como consecuencia de fuentes puntuales y difusas de contaminación (Camargo y Alonso, 2007).

Entre las fuentes puntuales se pueden mencionar los residuos y vertidos de granjas de animales, piscifactorías continentales y centros de acuicultura marina, vertidos industriales y municipales sin un tratamiento adecuado y procesos de escorrentía e infiltración en botaderos de residuos.

Las fuentes difusas están representadas principalmente por procesos de escorrentía e infiltración en campos de cultivo, procesos de escorrentía e infiltración en praderas y bosques quemados y emisiones a la atmósfera provenientes del uso de combustibles fósiles y fertilizantes y la posterior deposición atmosférica sobre las aguas superficiales (Camargo y Alonso, 2007).

3.1.1 Ciclo del Nitrógeno

El movimiento del nitrógeno entre la atmósfera, la biósfera y la geoesfera en sus diferentes formas, está descrito en el ciclo del nitrógeno (ver Figura 3.1), el cual es el conjunto de procesos biogeoquímicos por los cuales el nitrógeno sufre una serie de reacciones químicas en las cuales se transforma a distintos estados de oxidación y reducción (Harrison, 2003).

En su paso por las diferentes especies, el nitrógeno va cambiando de forma y se mueve por los diferentes sistemas del planeta, incluyendo los organismos vivientes. Los cinco procesos básicos en el ciclo de nitrógeno están constituidos por la fijación en la cual nitrógeno molecular (N-N_2) es transformado a N-N_{org} , la asimilación en la cual los organismos utilizan el N-N_{org} para la formación de nuevo material celular, mineralización en la cual el N-N_{org} es transformado mediante procesos metabólicos a NAT ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$), la nitrificación en la cual mediante procesos de oxidación en presencia de oxígeno, el NAT pasa a óxidos de nitrógeno como nitrito (N-NO_2^-) y nitrato (N-NO_3^-) y la desnitrificación en la cual el N-NO_3^- es reducido a nitrógeno gaseoso (N_2).

Recientes investigaciones han identificado nuevas rutas de transformación de nitrógeno especialmente en ambientes acuáticos, ya que este proceso es el responsable del 67% de la producción de N_2 a 700 m de profundidad, 24% a 380 m y 2% a 16 m, este nuevo proceso se conoce como Anamox (Ananerobic Ammonium Oxidation), el cual consiste en la reducción del Nitrito (NO_2^-) acoplada a la oxidación del Amonio (NH_4^+) (Sanabria et al., 2009).

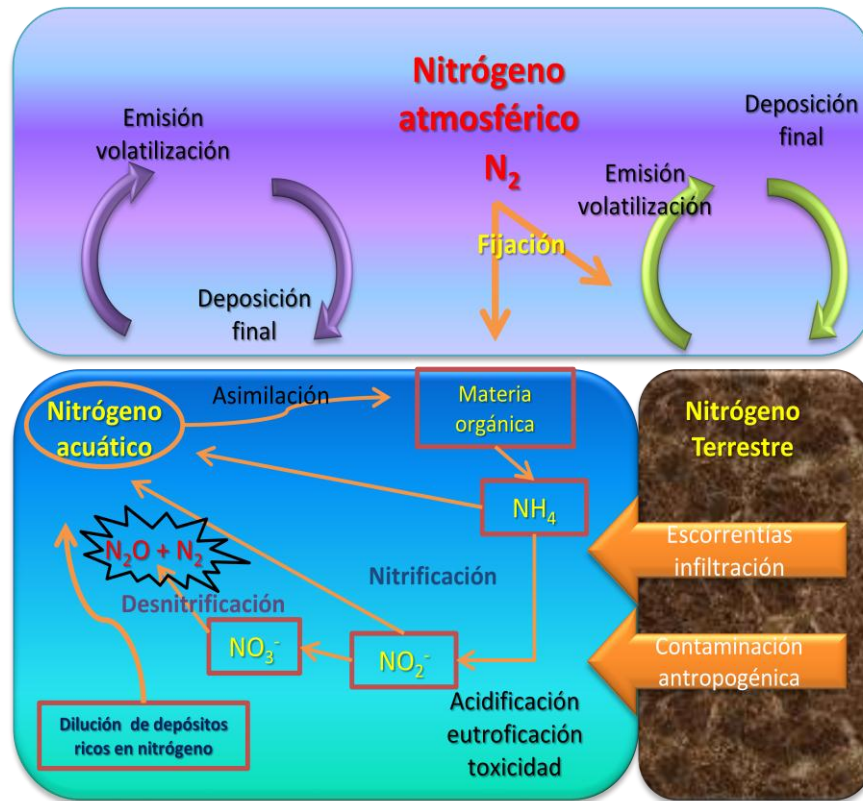


Figura 3.1. Ciclo del nitrógeno
Fuente: Adaptado de Camargo y Alonso (2007)

3.1.2 Nitrógeno en el agua residual doméstica

El nitrógeno en el agua residual doméstica suele estar presente en forma de amonio ($N-NH_4^+$) y nitrógeno orgánico en forma soluble ($N-N_{org}$), procedente de los procesos del metabolismo humano y de los residuos orgánicos de las actividades cotidianas. En cuanto a las formas de nitritos y nitratos, usualmente no están presentes en el agua residual doméstica o se encuentran en concentraciones muy bajas (von Sperling, 1996). En la Tabla 3.1 se presenta una composición de referencia del contenido de nitrógeno en un agua residual doméstica en condiciones de clima tropical.

Tabla 3.1. Valores referencia de las diferentes especies de nitrógeno en agua residual doméstica

| Parámetro | Concentración (mg.L ⁻¹) | | |
|------------------------------------|--|--------|--------------------|
| | Rango | Típico | Unidades |
| Nitrógeno total (N_{Total}) | 35 - 70 | 50 | mg.L ⁻¹ |
| Nitrógeno orgánico ($N-N_{Org}$) | 15 - 30 | 20 | mg.L ⁻¹ |
| $N-NH_4^+$ | 20 - 40 | 30 | mg.L ⁻¹ |
| Nitritos ($N-NO_2^-$) | ≈0 | ≈0 | mg.L ⁻¹ |
| Nitratos ($N-NO_3^-$) | 0 - 2 | ≈0 | mg.L ⁻¹ |

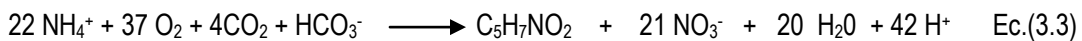
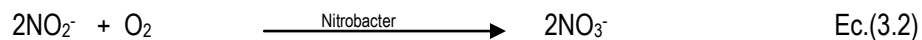
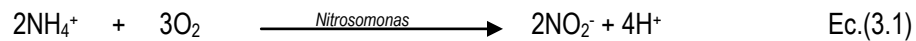
Fuente: von Sperling (1996)

3.1.3 Transformación biológica del nitrógeno en el tratamiento del agua residual

Los sistemas biológicos convencionales para la transformación del nitrógeno del agua residual, se basan principalmente en dos etapas: la **Nitrificación** y la **Desnitrificación**. Estos procesos buscan, la oxidación del nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) hasta Nitrito ($N-NO_2^-$) y la reducción del $N-NO_3^-$ a N_2 respectivamente (Ramalho, 1991).

3.1.4 Nitrificación

La nitrificación es el proceso de oxidación donde el $N-NH_4^+$ se oxida a $N-NO_2^-$ y luego a $N-NO_3^-$ en presencia de microorganismos autótrofos como *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrisovibrio*, *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* y *Nitrocystis* (Ahn, 2006). Las ecuaciones 3.1 y 3.2 describen el proceso y en la ecuación 3.3 se presenta el balance global de las reacciones involucradas en la nitrificación (Orozco, 2005).



La fracción de microorganismos nitrificantes está determinada por la relación C/N, ya que define las condiciones de crecimiento de los microorganismos autótrofos. A medida que aumenta la relación C/N (incremento del carbono orgánico disponible), disminuyen los microorganismos autótrofos, debido a que existe menor disponibilidad de nitrógeno, limitando su crecimiento. Usualmente valores de C/N superiores a 5 son relacionados con procesos combinados de eliminación de material carbonáceo y material nitrogenado, con predominancia en la eliminación de material carbonáceo, por otra parte cuando se espera que los procesos predominantes sean de nitrificación se recomiendan valores de C/N menores que 3, de tal manera que no se presente una competencia con los microorganismos heterótrofos (Bitton, 2011) como lo cita Zornoza (2011).

Otro factor que puede afectar el proceso de nitrificación es la alcalinidad; según la estequiometría del proceso, se requieren 7.1 g de alcalinidad como $CaCO_3$ por cada gramo de amonio oxidado, por lo tanto se deben garantizar dichos valores para evitar la reducción de la capacidad tampón del medio en el cual se produce el proceso de nitrificación, además conocer el valor de alcalinidad permite estimar si es necesario adicionar un agente alcalinizante que permita suplir los requerimientos de alcalinidad para que el proceso de nitrificación se realice de manera adecuada (van Haandel y Marais, 1999).

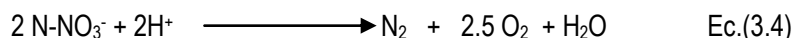
El pH, también representa una variable importante en la nitrificación, puesto que el consumo de alcalinidad en el proceso, hace que el pH pueda disminuir en el medio, según Bertola et al. (2004) se debe garantizar un rango óptimo de pH entre 6.5 y 8.5 unidades para que las bacterias nitrificantes realicen su actividad metabólica.

Otras variables como el OD, el Tiempo de retención celular (TRC) y la temperatura (T), también pueden afectar la nitrificación. Una deficiencia de oxígeno puede inhibir el proceso, ya que los microorganismos encargados de la oxidación del amonio y el nitrito, necesitan el oxígeno como aceptor final de electrones.

El TRC requerido para la nitrificación, debe ser suficiente para garantizar el crecimiento de los microorganismos encargados de las reacciones de oxidación; Orozco (2005) afirma que el proceso ocurre de manera más efectiva con valores de TRC superiores a 5 d y van Haandel y Marais (1999) reportaron que en condiciones de clima tropical, el proceso puede desarrollarse incluso cuando los sistemas son operados específicamente para reducir el contenido de materia orgánica carbonácea. Adicionalmente, los autores reportan el efecto de la temperatura sobre la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes en un sistema de lodos activados, ya que según estudios experimentales en regiones donde la temperatura del agua residual es menor a 14°C, el proceso de nitrificación no se desarrollará para TRC bajos, debido a que el TRC mínimo a estas condiciones tiende a ser de 6 a 14 d. Para agua residual cuya temperatura es superior a 26°C el TRC mínimo requerido para la nitrificación puede estar alrededor de 1.25 d, siempre y cuando se garantice el suministro adecuado de OD.

3.1.5 Desnitrificación

Una vez que se ha oxidado el amonio a nitrato, este último puede ser reducido a N₂ mediante la desnitrificación biológica. La desnitrificación es un proceso de respiración anaerobia, realizado por microorganismos heterótrofos en condiciones anóxicas, donde la reducción del N-NO₃⁻ hasta N₂ sigue una serie de pasos que involucran la actividad de enzimas reductasa específicas, que catalizan la transferencia de electrones al N₂. El proceso se describe mediante la Ecuación 3.4 (Cervantes et al., 2000).



Los géneros desnitrificantes más citados incluyen *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* y *Thiosphaera*. La mayoría de ellos son heterótrofos, pero algunos pueden crecer autotróficamente en presencia de hidrógeno y CO₂, o en compuestos sulfurados reducidos. La mayoría de estos microorganismos poseen la enzima nitrato reductasa para reducir nitrato a nitrito. Algunas especies, como *Pseudomonas aureofaciens*, no poseen la enzima óxido nitroso reductasa, así que su producto final es N₂O (Cervantes et al., 2000).

3.2 Sistemas de lodos activados

3.2.1 Generalidades

El proceso de lodos activados consiste en que el agua residual que ingresa al sistema esté en contacto con una población microbiana heterogénea en medio suspendido con aireación permanente. La materia orgánica en suspensión y coloidal son eliminadas rápidamente del agua residual por adsorción y aglomeración en los flocs microbianos; esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen lentamente por metabolismo microbiano por medio del proceso de estabilización, donde parte de la población microbiana es mineralizada y otra es convertida en nuevo material celular (Winkler, 2000).

En el sistema de lodos activados (ver Figura 3.2) el sustrato orgánico se transforma en sólidos biológicos floculentos que pueden ser sedimentados y de este modo, separados del agua residual a tratar. Estos sólidos separados deberán ser concentrados y estabilizados para someterlos a una posterior disposición final (Orozco, 2005).

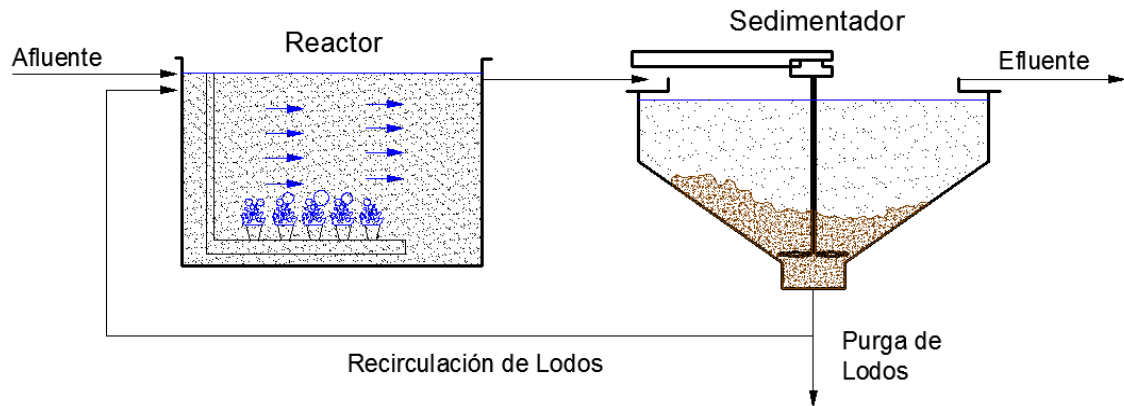


Figura 3.2. Esquema general de un sistema convencional de lodos activados

Fuente: Adaptado de Jiménez et al. (1991)

El proceso de lodos activados es considerado como uno de los más eficientes en el tratamiento del agua residual, ya que alcanza eficiencias de reducción de DBO_5 que pueden variar entre el 80 y el 99%. Los principales parámetros de operación y diseño de este sistema son el tiempo de retención celular (TRC), la relación alimento microorganismos (A/M), el tiempo de retención hidráulico (TRH_{neto}), la tasa de recirculación de lodos (R) y la concentración de OD en el tanque de aireación (Orozco, 2005). En la Tabla 3.2 se presentan valores de referencia para las diferentes variables de operación del sistema.

Tabla 3.2. Valores recomendados para la operación del sistema de lodos activados

| Variable | Unidades | Valor recomendado para sistema Estabilización por contacto(ExC) | Valor recomendado para sistema convencional |
|---------------------|--------------------------------------|--|---|
| TRC | d | 5-15 | 5-15 |
| A/M | kg DBO_5 /kg SSVLM.d ⁻¹ | 0.2-0.6 | 0.2-0.4 |
| Q/Q _r | % | 25-100 | 25-100 |
| TRH _{neto} | h | RC:0.5-1 RE:3-6 | 4-8 |

Fuente: Ramalho et al.(1991); von Sperling (1997); Winkler (1999); Metcalf y Eddy (2003); Sarioğlu et al.(2003).

TRC: Tiempo de retención celular; COV: Carga orgánica volumétrica; A/M: Relación alimento microorganismos; Q/Q_r: Fracción de recirculación.; TRH_{neto}: Tiempo de retención hidráulico neto

3.3 Reducción de materia orgánica carbonácea en el sistema de lodos activados bajo la modalidad de Estabilización por contacto

El sistema de estabilización por contacto es una modificación del sistema de lodos activados convencional. Este proceso está constituido por dos tanques de aireación denominados reactor de contacto (RC) y reactor de estabilización (RE) y un sedimentador secundario. En la Figura 3.3, se presenta un esquema general del sistema.

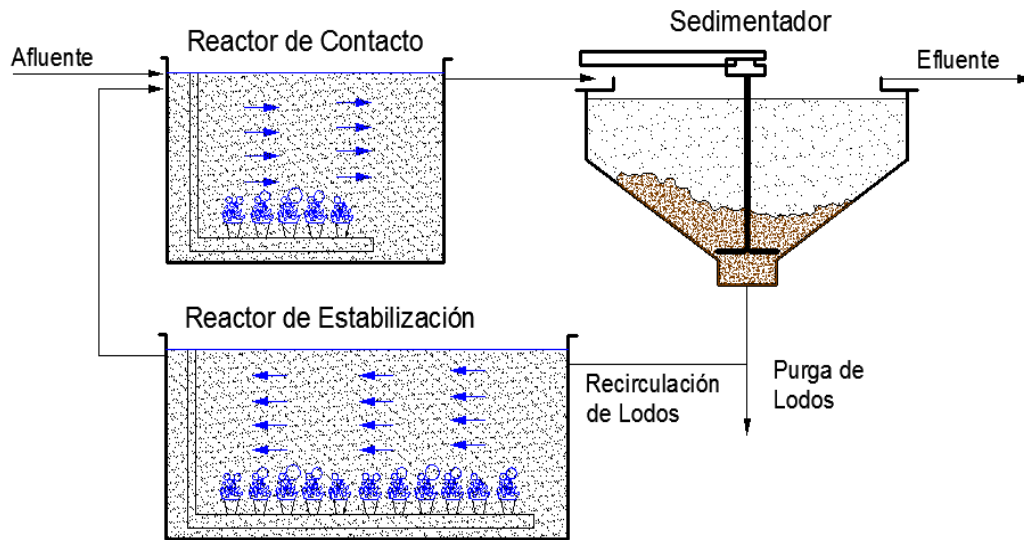


Figura 3.3. Esquema general de estabilización por contacto

Fuente: Adaptado de Jiménez et al. (1991)

En el RC el agua residual es mezclada con lodo activo (Biomasa) para que se realice principalmente un proceso de adsorción de la materia orgánica del agua residual, el TRH_{neto} requerido para RC puede estar entre 0.5 y 2.0 horas (Orozco, 2005).

Después del periodo de contacto, el efluente de RC (licor mixto = Biomasa + Agua residual) es enviado hacia el sedimentador secundario para separar la biomasa del agua residual tratada. La biomasa separada en el sedimentador secundario es enviada hacia el RE, donde es aireada por un periodo que puede variar entre 2.0 y 6.0 horas y en el cual, se favorece que todo el material orgánico que ha sido adsorbido por la biomasa sea asimilado. Durante el periodo de estabilización, el material orgánico adsorbido es utilizado por los microorganismos para su metabolismo, lo que ocasiona que las superficies activas del floc sean liberadas para una nueva adsorción. Posterior al proceso de asimilación desarrollado en RE, la biomasa es enviada nuevamente al RC para una nueva adsorción (Orozco, 2005).

El proceso de estabilización por contacto es adecuado cuando el agua residual contiene una proporción elevada de materia orgánica biodegradable (DBO_5) en las formas coloidal y en suspensión; de acuerdo con Jiménez et al. (1991) este sistema puede ser operado sin necesidad de un proceso de clarificación primaria.

Algunas de las primeras experiencias con la modalidad de estabilización por contacto fueron documentadas por Grich (1961) quien realizó un estudio en diferentes plantas de tratamiento. En los estudios reportados, a pesar de la diferencia entre los caudales tratados y la calidad del afluente, los sistemas lograron eficiencias de reducción de DBO_5 en un rango entre 90 y 95.4%, lo que en su época evidenció la potencialidad de utilización del sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto. Algunas de las plantas fueron operadas con un TRH_{neto} en RE de 2 a 2.5 h y un TRH_{neto} en RC de 0.5 a 1.0h. En una de las plantas se utilizó un TRH_{neto} mayor (1.5 y 5.7 h en RC y RE respectivamente) debido a la alta concentración de materia orgánica afluente. En otra planta de tratamiento, debido a que la concentración de materia orgánica fue menos asimilable por los microorganismos, requirieron TRH_{neto} en RC y RE de 1.7 y 11.5 h respectivamente.

Es de gran importancia mencionar que la naturaleza y la concentración del agua residual deben ser consideradas en términos del tiempo de contacto, para así efectuar un tratamiento óptimo. Puesto que según el análisis realizado por Grich (1961), a mayor concentración de DBO_5 , SST y DQO, los TRH_{neto} en RC y RE deben aumentar.

Un estudio realizado por Gujer y Jenkins (1975) en Richmond, California simuló el diseño de un sistema de lodos activados bajo la modalidad estabilización por contacto a gran escala, donde se trató un caudal de agua residual doméstica en un rango de 80 a 200 L.d⁻¹, para comparar las predicciones de nitrificación aportadas por un modelo. Dicho modelo de nitrificación fue probado para los siguientes rangos de parámetros; N_{nit} = 44-77% (eficiencia de la nitrificación), Q/Q_r = 0.54-2.16 (tasa de recirculación), x = 0.10-0.23 (fracción de masa en contacto), μ_n = 0.11 -0.56 (tasa crecimiento global), los valores de μ (tasa de crecimiento de nitrificantes en contacto) desde 21 hasta 12 °C fueron basados en 63 y 21 observaciones diarias respectivamente. En términos generales, el estudio concluyó que la flexibilidad del sistema de estabilización por contacto, permite optimizar los procesos de forma separada respecto a la reducción de materia orgánica y la nitrificación, logrando obtener eficiencias de nitrificación del orden de 30 al 80%.

En 1978, la universidad del estado de Memphis realizó un estudio utilizando agua residual con un alto contenido de materia orgánica coloidal. El sistema fue operado a escala de laboratorio bajo condiciones controladas durante 8 meses. El TRC en RC fue variado entre 0.77 y 4.2 d, lo que correspondió a una variación del TRC en el sistema de 3.2 y 22.1 d. Las eficiencias de reducción de DQO obtenidas fueron superiores al 80% y la mayor reducción de DQO se obtuvo operando RC a bajos TRC y bajos TRH_{neto} . Estos resultados estuvieron relacionados con la calidad del lodo, ya que al recircular un lodo de buena calidad se favoreció la tasa de utilización del sustrato por parte de los microorganismos (Khararjian y Sherrard, 1978).

Alexander et al. (1980) realizaron un estudio acerca de la aplicación de un modelo de cinética general a un sistema de estabilización por contacto, el sistema se operó bajo las condiciones de TRH_{neto} de 0.2 y 0.44 h, con un TRC de 6 y 10 d, el factor de recirculación (α) fue del 10%, los resultados obtenidos basados en otros modelos mostraron valores de las constantes cinéticas de 0.55 a 0.65 d⁻¹ para μ y 8 mgDQO.mgSSV.d⁻¹ para K_s .

Al-Mutairi et al. (2003) realizaron un estudio para tratar el agua residual generada en un matadero. La planta fue operada con un agua residual con una DQO de 27000 mg.L⁻¹, DBO_5 de 1200 mg.L⁻¹, SST de 1500 mg.L⁻¹, NTK de 170 mg.L⁻¹ y pH de 6.8 unidades. Las condiciones operacionales garantizadas en el sistema fueron: TRH_{neto} entre 0.25 y 0.5 d en RC y 2.0 d en RE, tasa de recirculación de lodos del 114% (Caudal de

recirculación de 320 ($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$) y caudal afluente de $280\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$) y una relación A/M de 1.1 y $0.2 \text{ kgDQO}(\text{kgSSV}\cdot\text{d})^{-1}$ en RC y RE respectivamente, ofreciendo eficiencias de reducción del 77% de DQO.

Sarioglu et al. (2003) realizaron un estudio acerca del procedimiento para la eliminación de la materia orgánica carbonácea en los sistemas de lodos activados bajo la modalidad de estabilización por contacto, de acuerdo con los resultados se tiene que estos sistemas pueden retener la misma cantidad de masa de lodos que un sistema convencional, pero empleando un 30 % menos de volumen, lo cual se verá reflejado en los costos para la construcción de estos sistemas.

Al-Sa'ed y Zimmo (2004) evaluaron el desempeño del sistema para la reducción de DQO y N, en un planta que trataba alrededor de $60 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de agua residual, la cual presentó una composición similar a la de un agua residual doméstica diluida, con una DQO de $488 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ DBO_5 de $220 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y NTK de $75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Se reportaron eficiencias de reducción de DQO del 85%, y en los procesos de nitrificación y desnitrificación de 70 y 42 % respectivamente.

Rodríguez y Rodríguez (2008) evaluaron un sistema a escala de laboratorio para determinar la viabilidad de la aplicación del sistema de estabilización por contacto para el tratamiento del efluente clarificado de la PTAR de Cañaveralejo. De acuerdo con el análisis de resultados, las condiciones operacionales que brindaron las mayores eficiencias fueron; de 1 a 2 h de TRH_{neto} para el RC y de 4.9 a 9.8 h en el RE, el afluente de entrada presentaba una carga de DBO_5 de 0.33 a $0.65 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, finalmente se obtuvieron eficiencias superiores al 80% para DBO_5 , DQO y SST.

Un estudio de investigación realizado por EMCALI-EICE ESP y la Universidad del Valle, evaluó a escala piloto el desempeño de un sistema de lodos activados bajo la modalidad convencional y Estabilización por contacto para tratar el efluente primario de la planta de tratamiento de agua residual de la PTAR Cañaveralejo-Cali. Los resultados mostraron que la condición operacional que mejor desempeño presentó el sistema convencional en términos de reducción de carga orgánica ($8.42 \text{ kg DQO}\cdot\text{d}^{-1}$) fue para TRH_{neto} de 6 h y recirculación del 70%, las eficiencias obtenidas fueron 92% DQO, 96% DBO_5 y 95% SST, operando el sistema con un TRC promedio de 6 d, Carga orgánica volumétrica (COV) de $0.89 \text{ kg DBO}_5(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, A/M de $0.54 \text{ kg DBO}_5(\text{kg SSV}\cdot\text{d}^{-1})$. Para el sistema de estabilización por contacto el mejor desempeño fue para un TRH_{neto} de 0.84 h en RC y 4.11 h en RE, con recirculación del 40%, donde los valores promedio de las variables operacionales fueron TRC de 6 d, COV de $2.13 \text{ kg DBO}_5(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$, A/M de $0.89 \text{ kg DBO}_5(\text{kg SSV}\cdot\text{d}^{-1})$, SSSLM de $1125 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en RC y $3173 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en RE, se concluyó que el sistema más adecuado para el tratamiento del efluente primario de la PTAR Cañaveralejo fue la modalidad estabilización por contacto, debido a que es más flexible que la modalidad convencional, además permite tratar una mayor carga orgánica por unidad de volumen y alcanzar eficiencias en términos de DQO, DBO_5 y SST superiores al 80% (Vásquez,2009).

Vásquez et al. (2010) estudiaron el comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto. El sistema trató un caudal de $161 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$, con un TRH_{neto} de 0.84 h para el RC y de 4.11 h para el RE, como resultado se identificó una reducción del 25% en la carga de salida del N-NAT y un aumento en la carga de salida del NO_3^- , lo cual indica que es posible obtener transformaciones de materia orgánica nitrogenada simultáneamente con la transformación de materia orgánica carbonácea en la modalidad estabilización por contacto.

Se operó un sistema de estabilización por contacto en dos etapas (sin y con clarificación primaria) a escala piloto en la PTAR Cañaveralejo-Cali, donde las condiciones operacionales comprendían; caudal $0.726 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, TRC de 6 d, TRH_{neto} en RC de 0.56 h, TRH_{neto} en RE de 3.83 H, SSVLM en RC de $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SSVLM en RE de $3500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y recirculación del 40%, los resultados obtenidos mostraron que la calidad del efluente del sistema no presentó diferencias significativas entre las dos etapas evaluadas, presentándose eficiencias de reducción del 75% para DQO, 80% DBO_5 y 80% de SST (Rodas y Brand, 2011).

3.4 Reducción de materia orgánica nitrogenada en sistemas de lodos activados convencionales

Kutty et al. (2011) estudiaron un sistema de lodos activados convencional, donde el volumen de aireación óptimo se calculó con base en la carga orgánica diaria de $0.0016 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{d}^{-1}$ y una temperatura de 20°C en el licor mixto, la concentración mínima de OD fue $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. El sistema fue operado en la modalidad de aireación extendida (TRC: 40 días y $3000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ SSLM), mientras que el sistema de control fue convencional (TRC: 2 días y $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ SSLM), los tanques de aireación de los dos sistemas se inocularon con lodo proveniente de una planta de tratamiento de agua residual domestica. Los resultados obtenidos mostraron que el sistema en la modalidad aireación extendida alcanzó eficiencias del 97.5% en la reducción del N-NAT, mientras que el sistema convencional alcanzó eficiencias alrededor de 35.8%.

Zhao et al. (1994) realizaron un estudio de la eliminación del nitrógeno y las estrategias de control en un sistema de lodos activados, en el cual se realizaron un análisis y una descripción de la eliminación biológica del nitrógeno basándose en una simplificación de un modelo matemático de lodos activados llamado IAWQ número 1 y comparándose, frente a los procesos de nitrificación y desnitrificación. Este estudio permitió dar una visión más amplia de los procesos de eliminación del nitrógeno por medio del desarrollo de las relaciones matemáticas entre las eficiencias de reducción del nitrógeno y los procesos de operación del sistema. Los resultados mostraron que la eficiencia en la reducción del nitrógeno total depende de la carga aplicada, la tasa de nitrificación y desnitrificación y la duración del ciclo, además de las estrategias de control para el manejo del proceso.

Barker y Dold (1995) realizaron un estudio de los balances de masa de la DQO y el Nitrógeno en los sistemas de lodos activados. El estudio se realizó mediante cuatro tipos de sistemas: 1) aerobio, 2) anóxico, 3) anóxico-aerobio y 4) anaerobio-anóxico-aerobio. Los resultados mostraron que si el sistema es aerobio, el nitrógeno orgánico y amoniacal que entra en el afluente se convierten en nitratos y si el sistema contiene zonas no aireadas, se procede a la desnitrificación, dando como resultado que parte del nitrógeno pasa a ser gas. Por otra parte, el nitrógeno que no sale del sistema como gas o como nitratos es porque fue empleado para la síntesis metabólica de la célula, por lo tanto para realizar un adecuado balance de masa del nitrógeno es importante realizar las mediciones de NTK (sin filtrar) y nitratos en el efluente y NTK en el lodo.

Pérez (2002) reporta un estudio en un sistema de lodos activados usado para la remoción de nutrientes, llevado a cabo en un reactor discontinuo secuencial SBR (siglas en ingles de Sequencing Batch Reactor). En el reactor SBR la aireación, mezcla, reacción y sedimentación-clarificación, se llevaron a cabo secuencialmente en el mismo tanque. De acuerdo con los procesos tradicionales de remoción del nitrógeno, no es posible lograr la nitrificación y desnitrificación en forma simultánea. El autor sugiere que si la velocidad de nitrificación y desnitrificación en un solo reactor es similar a la que ocurre en reactores separados, se evitaría el uso de otro tanque o se reduciría el tamaño del reactor. Los resultados mostraron que la transformación del nitrógeno ocurrió debido al fenómeno de desnitrificación anaerobia, la explicación a este

fenómeno tiene razones químicas y biológicas, la explicación física ocurre por la diferencia en los gradientes de concentración dentro del floc o la biopelícula, debido a las limitaciones difusionales. En general, los organismos nitrificantes existen en las regiones con concentraciones altas de oxígeno disuelto, mientras que los desnitrificantes prefieren activarse en regiones con concentraciones bajas de oxígeno disuelto.

Un estudio realizado en Beijing con agua residual doméstica proveniente de un tanque séptico del campus de la universidad tecnológica de Beijing, evaluó a escala de laboratorio un sistema de lodos activados bajo diferentes estrategias de control, en la cual el propósito fue determinar la estrategia de operación económicamente más favorable y dinámica para la eliminación de nitrógeno presente en forma de $N-NH_4^+$. Se evaluaron diferentes tiempos de aireación y no aireación. Los parámetros operacionales del sistema fueron: $TRH_{neto}=10$ a 12 h, $TRC=15$ a 20 d, Tiempo de aireación=90, 110, 120, 140 min y $SSVLM=5500$ mg. L^{-1} . Se encontró que bajo las condiciones operacionales de $TRH_{neto}=10$ h. $TRC=20$ d y Tiempo de aireación de 90 y 120 min, se ahorra el 20% de la energía suministrada en aireación además de alcanzar hasta el 87 % de eliminación del nitrógeno total. De esta manera, este estudio demuestra que el proceso de nitrificación puede ser alcanzado en un sistema de lodos activados convencional (Wang et al., 2008).

Un estudio realizado en la universidad Santiago de Compostela evaluó el proceso de nitrificación con altas cargas de $N-NH_4^+$ en un sistema de lodos activados convencional, con un TRH_{neto} de 18.2 a 1.3 h, temperatura de 20°C y concentración de oxígeno disuelto entre 2 y 6 mg. L^{-1} . En el experimento se utilizó agua residual doméstica sintética con una concentración de 450 mg $N-NH_4^+ \cdot L^{-1}$, la carga de $N-NH_4^+$ fue incrementada de 0.5 a 7.7 kg $N-NH_4^+ \cdot L^{-1}$, donde la conversión de $N-NH_4^+$ a nitratos fue del 97 al 99%, indicando que el sistema de lodos activados puede ser una alternativa para dar lugar al proceso de nitrificación, permitiendo el tratamiento de altas cargas de $N-NH_4^+$ a escala real (Campos et al., 1997).

En conclusión el sistema de lodos activados bajo la modalidad de estabilización por contacto es una alternativa ventajosa para lograr eficiencias considerables en la reducción de materia orgánica carbonácea siendo acorde con lo que se reporta en los estudios realizados en diferentes zonas geográficas. Adicionalmente la flexibilidad del sistema permite retener la misma cantidad de masa de lodos que el sistema convencional, lo cual se traduce en la reducción del volumen de tratamiento permitiendo tratar una mayor carga orgánica por unidad de volumen, siendo así estas características que permiten seleccionar al sistema de estabilización por contacto un sistema de tratamiento potencial para la reducción de materia orgánica carbonácea, por consiguiente el sistema de lodos activados convencional puede desarrollar procesos tanto eliminación de material orgánica carbonácea como material nitrogenado, donde al operarse bajo las condiciones ambientales necesarias para favorecer el proceso de nitrificación representa un gran aporte a los sistemas de tratamiento terciario.

4. METODOLOGIA

4.1 Descripción general

El trabajo se desarrolló en el laboratorio de Biotecnología Ambiental del Área Académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle, Cali, Colombia. La Figura 4.1 muestra la ubicación general del proyecto.

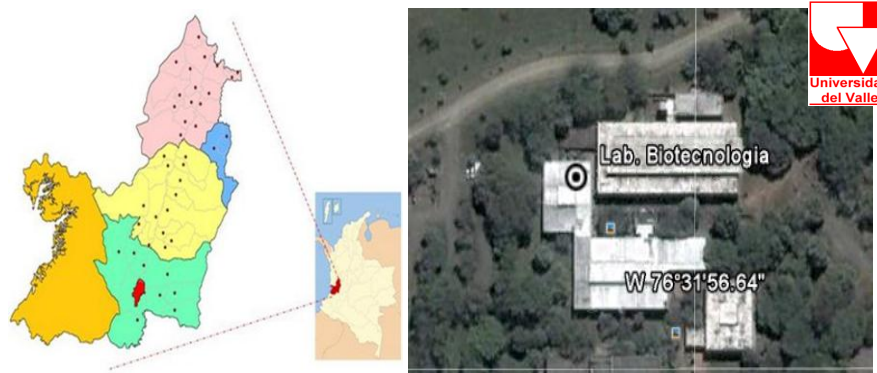


Figura 4.1. Localización del proyecto de investigación

4.2 Unidad experimental

La unidad experimental estuvo compuesta por dos sistemas de lodos activados, uno en la modalidad de estabilización por contacto (Sistema ExC), para reducir principalmente el contenido de materia orgánica carbonácea y uno convencional, denominado Sistema de Nitrificante (Sistema NIT), destinado para el desarrollo proceso de nitrificación para reducir el contenido de Nitrógeno amoniacal Total (NAT) efluente del sistema de estabilización por contacto.

Para el montaje experimental del Sistema ExC y Sistema NIT, se emplearon reactores a escala de laboratorio, construidos en acrílico transparente de 5 mm de espesor. El sistema completo estuvo compuesto por tres tanques de aireación rectangulares y dos sedimentadores secundarios circulares, tal como se muestra en la Figura 4.2.



Figura 4.2. Configuración de la unidad experimental

El sistema ExC estuvo compuesto por un reactor de contacto (RC), un reactor de estabilización (RE), y un sedimentador secundario (SS1); el sistema NIT lo conformó un reactor para la nitrificación (RN) y un sedimentador secundario (SS2). En la Figura 4.3 y 4.4 se presenta el esquema general del sistema y en la Tabla 4.1 los volúmenes de las unidades.

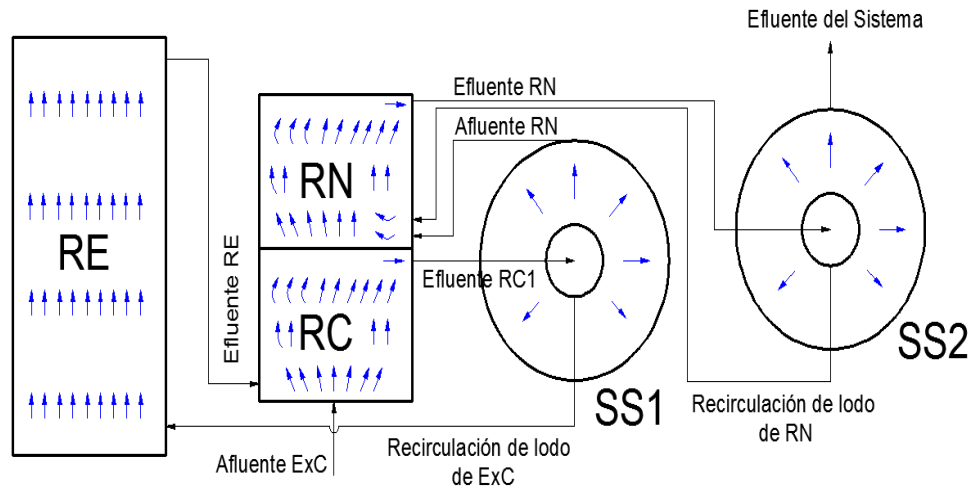


Figura 4.3. Vista en planta de los sistemas ExC y NIT

Universidad del Valle

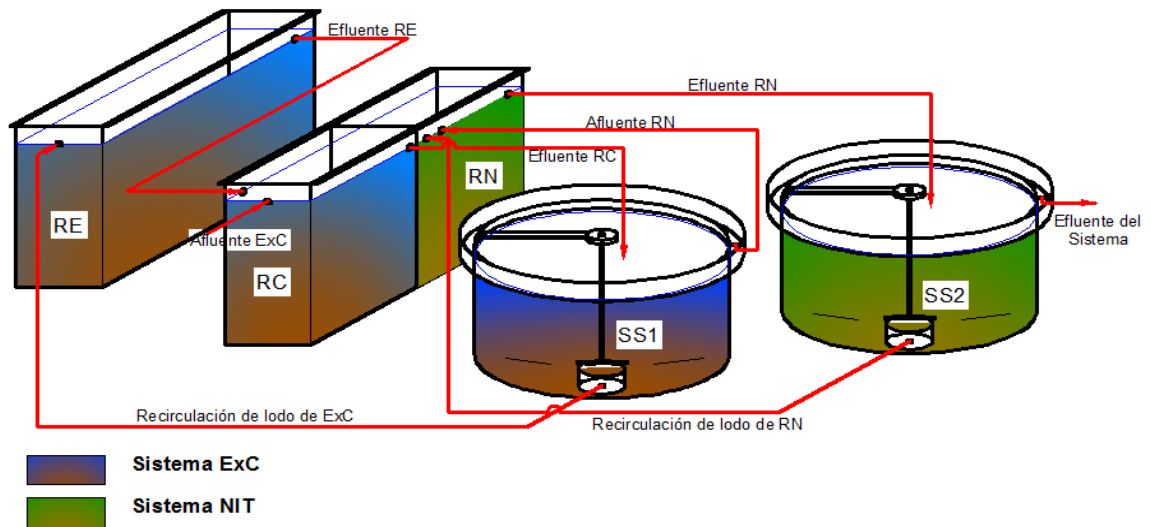


Figura 4.4. Vista isométrica de los sistemas ExC y NIT

Tabla 4.1. Volumen de las unidades

| Unidad | Volumen útil (L) |
|---------------------------------|------------------|
| Reactor de contacto (RC) | 7.2 |
| Reactor de Estabilización (RE) | 15.4 |
| Reactor de Nitrificación (RN) | 7.2 |
| Sedimentador Secundario 1 (SS1) | 16.7 |
| Sedimentador Secundario 2 (SS2) | 15.7 |

4.3 Inoculación del sistema

La inoculación del sistema fue realizada en dos etapas, una para el sistema ExC y otra para el sistema NIT. El sistema ExC se inoculó con lodo aerobio proveniente del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de agua residual Aguas del Sur de la ciudad de Cali (PTAR – Aguas del Sur). El lodo de inóculo presentó una concentración de SST de 3462 mg.L⁻¹, de SSV de 1392 mg.L⁻¹ y una relación de SSV/SST de 0.4.

El RC se inoculó con una concentración de SSTLM de 2540 mg.L⁻¹ y SSVLM de 1700 mg.L⁻¹ y el RE con una concentración de SSTLM de 6720 mg.L⁻¹ y SSVLM de 4320 mg.L⁻¹. Estos valores estuvieron dentro del rango recomendado, que se encuentra entre 1000 mgSSVLM.L⁻¹ y 3000 mgSSVLM.L⁻¹ para el RC y entre 4000 mgSSVLM.L⁻¹ y 10.000 mgSSVLM.L⁻¹ para el RE (Orozco, 2005).

Para la inoculación del sistema NIT, se realizó un proceso de aclimatación del lodo aerobio proveniente de la PTAR – Aguas del Sur, donde en una unidad de almacenamiento con aireación continua se alimentó el lodo aerobio con un volumen de agua residual sintética de 2 L (Ver Tabla 4.2), donde cada 24 h el ARS era renovada, con el fin de favorecer la formación de una biomasa con predominancia de microorganismos autótrofos, que fueron los encargados de realizar el proceso de nitrificación. El reactor fue inoculado con un volumen de lodo que presentó una concentración de SSTLM de 3820 mg.L⁻¹ y SSVLM de 2420 mg.L⁻¹ que permitió garantizar una concentración de SSVLM alrededor de 2500 mg.L⁻¹. Este valor estuvo dentro del rango recomendado, que se encuentra entre 1500 mgSSVLM.L⁻¹ y 6000 mgSSVLM.L⁻¹ para el RN (Orozco, 2005).

Para la aclimatación del lodo de inóculo del sistema NIT, se utilizó un ARS que simuló las concentraciones del efluente de un sistema de ExC en términos de DQO y NAT, para el cual se garantizó una DQO alrededor de 80 mg.L⁻¹, NAT alrededor de 40 mg.L⁻¹ y una alcalinidad de 254 mgCaCO₃.L⁻¹, ya que dichas concentraciones corresponden a las encontradas en el efluente de un sistema de estabilización por contacto; estos valores fueron seleccionados a partir de resultados obtenidos en estudios previos realizados por Vásquez et al. (2010).

4.4 Agua residual

Para el estudio se utilizó agua residual sintética (ARS) que simuló las concentraciones de agua residual doméstica de mediana concentración en términos de DQO, NAT y Alcalinidad. El ARS se preparó a partir de una solución madre compuesta por elementos traza, glucosa y fósforo, una solución de cloruro de amonio y una solución de bicarbonato de sodio, las cuales aportaron materia orgánica carbonácea, nitrógeno amoniacal y alcalinidad respectivamente.

4.4.1 Preparación del agua residual sintética

El ARS se preparó a partir de tres soluciones: solución madre de materia orgánica, solución de nitrógeno y solución alcalinizante, cada una con una concentración específica (Tabla 4.2) que se utilizaba para la preparación de un volumen diario de ARS de 156 L. En la Tabla 4.3 se presentan las características de referencia del ARS que eran utilizadas para la preparación del afluente al sistema y para la aclimatación del inóculo para el sistema de NIT.

Tabla 4.2. Concentraciones y volúmenes de las soluciones del ARS

| Solución | Concentración | | Cantidad del compuesto | Volumen Solución* (L) |
|------------------------|--------------------------------|----------------------------------|------------------------|-----------------------|
| | Promedio (mg.L ⁻¹) | Composición | | |
| Solución madre | 162932 | Azúcar (g) | 141.5 | 0.38 |
| | | Fosforo (g) | 3.68 | |
| | | Solución de elementos traza (mL) | 70 | |
| Solución NAT | 2749 | Cloruro de Amonio (mg) | 40000 | 2.27 |
| Solución Alcalinizante | 6400 | Bicarbonato de Sodio (mg) | 50000 | 5.22 |

* Volumen de solución empleado para preparar de 156 L de ARS

Tabla 4.3. Composición de referencia para la preparación del ARS

| ARS | pH (unidades) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) | DQO (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) |
|--|-----------------|---|---------------------------|---------------------------|
| Afluente al sistema de Estabilización por contacto | Rango 6.5 a 7.5 | 214 | 400 | 40 |
| Aclimatación del inóculo | Rango 6.5 a 7.5 | 254 | 80 | 40 |

4.5 Operación del sistema

El sistema fue operado en dos Fases. En la Fase 1 se estabilizó el sistema ExC y se conservaron las condiciones operacionales establecidas para la reducción del contenido de materia orgánica carbonácea, estas condiciones fueron definidas a partir de estudios previos realizados por Vásquez (2009), Vásquez et al. (2010) y Vásquez et al. (2011). Una vez estabilizado el sistema ExC se inició la operación del sistema NIT y se dio inicio a la Fase 2, donde se evaluaron dos TRH_{neto} en el sistema NIT. En las Tablas 4.4 y 4.5 se presentan las condiciones operacionales de cada Fase.

Tabla 4.4. Condiciones operacionales referencia del sistema – Fase 1. ExC

| TRH _{neto} RC (h) | TRH _{neto} RE (h) | TRH SS1 (h) | R (%) | TRC (d) | OD (mg.L ⁻¹) | SSVLM RC (mg.L ⁻¹) | SSVLM RE(mg.L ⁻¹) |
|----------------------------|----------------------------|-------------|-------|---------|--------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| 1.1 | 4.00 | 2.56 | 40 | 6 | >2 | 1125 | 3173 |

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico, R: Tasa de recirculación = $(Q_{AR\ ExC}/Q_R)*100$

TRH_{neto} = (V/Q), SS1: sedimentador secundario 1

Tabla 4.5. Condiciones operacionales referencia del sistema – Fase 2. Sistema de NIT

| Condición operacional | TRH _{neto} RN (h) | TRH SS2 (h) | R(%) | TRC (d) | OD (mg.L ⁻¹) | SSVLM RN(mg.L ⁻¹) |
|-----------------------|----------------------------|-------------|------|---------|--------------------------|-------------------------------|
| 1 | 7.0 | 3.0 | 100 | 6 | >2 | 2500 |
| 2 | 5.0 | 3.0 | 100 | 6 | >2 | 2500 |

R: Tasa de recirculación = $(Q_{AR\ NIT}/Q_R)*100$

Para la Fase 2 se estableció operar el sistema NIT con TRH_{neto} de 7 y 5 h, de tal manera que se pudiera hacer un cambio gradual en la reducción del TRH, puesto que los sistemas de lodos activados en los cuales se busca garantizar procesos de nitrificación, usualmente son operados con TRH superiores a 8 h (von Sperling, 1997).

4.6 Puntos de muestreo

En la Tabla 4.6 se reportan los puntos de muestreo utilizados para realizar el análisis experimental del sistema.

Tabla 4.6. Puntos de muestreo del sistema

| Agua residual | Licor mixto |
|---|--|
| Afluente al sistema de Estabilización por contacto (Afl ExC) | Licor mixto del reactor de estabilización (LM RE) |
| Efluente del sistema de Estabilización por contacto (Efl ExC) | Licor mixto del reactor de contacto (LM RC) |
| Efluente del sistema de nitrificación (Efl NIT) | Licor mixto del reactor de nitrificación (LM RN) |
| | Purga del sistema de estabilización por contacto (LM RE) |
| | Purga del sistema de nitrificación (LM RN) |

4.7 Seguimiento y control del sistema

Las variables que fueron objeto de estudio para llevar a cabo el análisis experimental y mantener estable el sistema se clasificaron en dos tipos, las variables de respuesta enfocadas a cumplir los objetivos de la investigación y las variables de control enfocadas a vigilar el adecuado funcionamiento de la practica experimental, donde estas se trataron de mantener en un rango según la naturaleza de la variable para neutralizar sus efectos sobre las variables de respuesta, estas variables se muestran en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7. Variables fisicoquímicas para la caracterización, seguimiento y control del sistema

| Variabes | Unidades | Lugar Muestra | Frecuencia | Tipo de variable | Técnica de referencia* |
|--|--------------------|--------------------------------------|------------|------------------|---|
| pH | Unidades | Afl ExC, Efl ExC, Efl NIT | Diaría | Control | 4500-H ⁺ B |
| Temperatura | °C | LM RC, LM RE, LM RN | Diaría | Control | 2550-A |
| Alcalinidad total | mg.L ⁻¹ | Afl ExC, Efl ExC, Efl NIT | 2/Semana | Control | 2320-B |
| DQO total | mg.L ⁻¹ | Afl ExC, Efl ExC, Efl NIT | 2/Semana | Respuesta | 5220-D |
| Sólidos (SST, SSV) | mg.L ⁻¹ | LM RC, LM RE, RExC, Efl ExC, Efl NIT | 2/Semana | Control | 2540 D, E y G |
| Nitrógeno amoniacal Total (NAT) | mg.L ⁻¹ | Afl ExC, Efl ExC, Efl NIT | 2/Semana | Respuesta | 4500-NH ₃ ⁺ - A, B, C |
| Nitritos (N-NO ₂ ⁻) | mg.L ⁻¹ | Efl NIT | 2/Semana | Respuesta | 4500- NO ₂ ⁻ - A, B |
| Nitratos (N-NO ₃ ⁻) | mg.L ⁻¹ | Efl NIT | 2/Semana | Respuesta | 4500- NO ₃ ⁻ - A, B |
| Oxígeno disuelto (OD) | mg.L ⁻¹ | LM RC, LM RE, LM RN | Diaría | Control | 4500-O-G |

* Standard Methods (2005)

4.8 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron herramientas de la estadística descriptiva, tales como medias, medianas, mínimos, máximos y desviación estándar, las cuales se graficaron usando diagramas de cajas y alambres (ver Figura 4.5).

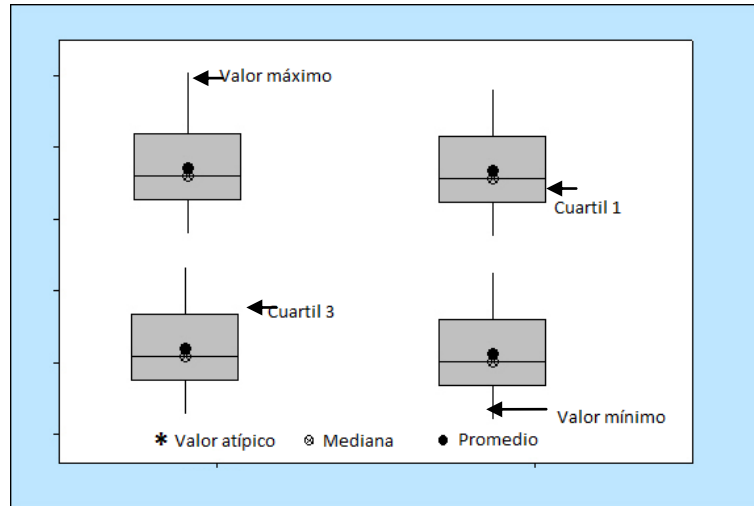


Figura 4.5. Diagrama de cajas y alambres con sus respectivas partes

Para la comparación y análisis de las condiciones operacionales a evaluar, se planteó el análisis para un diseño experimental aleatorio, el cual es completamente al azar, utilizando como variable de respuesta la concentración de $N-NO_3^-$ formado en el sistema y la reducción del NAT.

Para determinar la variabilidad de los datos obtenidos en cada condición operacional, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) el cual consistió en someter a prueba la hipótesis, según la cual las medias de varias muestras son iguales y de esta manera, determinar si las muestras fueron extraídas de la misma población para determinar si estadísticamente existe alguna diferencia significativa entre las condiciones operacionales evaluadas. Se realizó la prueba comparativa F o ANOVA, donde la hipótesis planteada (H_p) corresponde a la existencia de una diferencia significativa en la reducción del contenido de NAT del Efl ExC operado a un TRH_{neto} de 7 y 5 horas, de esta manera también se plantea la hipótesis alterna (H_a), la cual corresponde a la no existencia de una diferencia significativa en la reducción del contenido de NAT del Efl ExC operado a un TRH_{neto} de 7 y 5 horas. Posteriormente, partiendo de los cálculos estadísticos realizados se calculó el estadístico de contraste experimental por el método de Tukey, el cual a partir de la comparación de los promedios, se designa una letra para distinguir los grupos que son significativamente diferentes con un 95% de confianza. Como software de referencia se utilizó las herramientas de Microsoft Excel® y el programa Minitab 16®.

5. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1 Calidad del agua residual afluente

El agua residual afluente utilizada para alimentar el sistema EXC fue agua residual sintética, donde se simularon las características fisicoquímicas de un ARD, la cual presentó los valores reportados en la Tabla 5.1. Es importante mencionar que los valores obtenidos para cada variable reportada en la tabla 5.1 estuvieron sujetos al comportamiento del agua residual sintética, debido a que esta se preparaba cada 24 horas, periodo en el cual presentó algunas variaciones respecto a la concentración de referencia.

Tabla 5.1. Características fisicoquímicas del agua residual sintética

| Variable | Unidades | Rango | Media | σ | Min | Max | n |
|---------------------------|--------------------------------------|-------------|-------|----------|------|------|----|
| pH | Unidades | 5.24 – 7.59 | | 0.9 | 5.24 | 7.59 | 27 |
| Alcalinidad Total | mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | | 148 | 59 | 54 | 242 | 28 |
| Alcalinidad Bicarbonática | mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | | 104 | 48 | 14 | 216 | 16 |
| DQO | mg.L ⁻¹ | | 344 | 186 | 73 | 1061 | 30 |
| NAT | mg.L ⁻¹ | | 38 | 8 | 26 | 71 | 29 |
| C/N | mg DQO.(mg NAT) ⁻¹ | | 9 | 3 | 2 | 16 | 24 |

El pH del Afl ExC se mantuvo en un rango de 5.2 a 7.6 unidades, aunque los menores valores reportados se encuentran por debajo del rango recomendado para una adecuada actividad biológica de los microorganismos (6.5 a 8.5 unidades) (Alexander et al., 1979, Al-Sa'ed y Zimmo, 2004, Orozco, 2005) el rango de pH que presentó el Afl ExC no afectó el proceso de transformación de la materia orgánica.

La alcalinidad presentó un valor medio de 148 mg.L⁻¹ de CaCO₃, que permitió proporcionar al Afl ExC una buena capacidad tampón, así como su valor se encuentra del rango característico de la alcalinidad de un ARD (60 a 120 mg CaCO₃.L⁻¹) (Metcalf y Eddy, 2003).

La concentración media de DQO en el agua residual sintética fue de 344 mg.L⁻¹, la cual fue cercana al valor típico que caracteriza un agua residual doméstica de mediana concentración, que según la clasificación de Metcalf y Eddy (2003) es de 430 mg.L⁻¹. Teniendo en cuenta la composición del agua residual sintética utilizada, se puede afirmar que el sistema fue operado con un sustrato rápidamente biodegradable, con baja concentración de sólidos en suspensión (< 10 mg.L⁻¹) lo que implicó que la mayor parte de la materia orgánica disponible se encontrara en la forma soluble, lo que significaba una elevada velocidad de aprovechamiento del sustrato.

En cuanto a la concentración de NAT, se obtuvo una concentración media de 38 mgNAT.L⁻¹, este valor es muy cercano al normalmente encontrado en ARD (40mg.L⁻¹) (Metcalf y Eddy, 2003) y con él se pudo garantizar una concentración de NAT adecuada para suplir los requerimientos de N para la generación de nuevo material celular. De igual manera, estos valores permitieron garantizar una relación C/N alrededor de 10, lo cual permitió la predominancia de los procesos de transformación de carbono en el sistema ExC.

En términos generales, el Afl ExC presentó características fisicoquímicas semejantes a las de un ARD, además se logró garantizar las condiciones necesarias para realizar un adecuado tratamiento biológico.

5.2 Comportamiento del sistema estabilización por contacto

5.2.1 Variables operacionales del sistema de estabilización por contacto

El sistema de lodos activados en la modalidad de ExC, fue operado con el fin de garantizar las condiciones operacionales que permitieran un adecuado desempeño del sistema en términos de reducción de materia orgánica carbonácea. Estas condiciones fueron definidas a partir de estudios previos realizados por Vásquez (2009), Vásquez et al. (2010) y Vásquez et al. (2011).

En la Tabla 5.2 se presenta el resumen de las diferentes variables operacionales y en el Anexo 2, el registro completo de los datos.

Tabla 5.2. Resumen estadístico del comportamiento de las variables operacionales

| Variable | Unidades | Valor | | | | |
|------------------------------|---|-------|----------|------|-------|----|
| | | Med | σ | Min | Máx | n |
| TRC | d | 4.26 | 1.40 | 2.68 | 7.08 | 24 |
| SSVLM _{RC} | mg.L ⁻¹ | 1398 | 419 | 618 | 2420 | 24 |
| SSVLM _{RE} | mg.L ⁻¹ | 2405 | 539 | 1370 | 3530 | 24 |
| SSV _{Recirculación} | mg.L ⁻¹ | 2310 | 917 | 896 | 3870 | 16 |
| Factor α | | 0.23 | 0.05 | 0.12 | 0.32 | 24 |
| COV | kgDQO.(m ³ .d) ⁻¹ | 2.6 | 1.41 | 0.75 | 7.33 | 29 |
| A/M | kgDQO.(kgSSV.d) ⁻¹ | 1.42 | 0.68 | 0.40 | 3.35 | 22 |
| OD RC | mg.L ⁻¹ | 4.64 | 0.16 | 4.32 | 4.38 | 18 |
| OD RE | mg.L ⁻¹ | 4.71 | 0.14 | 4.38 | 4.92 | 18 |
| Temperatura RC | °C | 24.7 | 0.87 | 22.8 | 26.3 | 18 |
| Temperatura RE | °C | 24.4 | 0.86 | 22.2 | 25.80 | 18 |

Med: Mediana, **Min:** Mínimo, **Máx:** Máximo, **σ :** Desviación estándar, **n:** Número de datos

- **Comportamiento del TRC**

El TRC garantizado durante la operación del sistema presentó un valor medio de 4.26 d (ver Figura 5.1), valor que fue inferior al valor establecido de 6 d a partir de estudios realizados por Vásquez et al. (2010), esta discrepancia entre el valor establecido y el valor obtenido se debe principalmente a que hubo una concentración de SSVLM mas baja de la establecida, reflejándose en un menor TRC, sin embargo la operación del sistema ExC no se vio afectada, dado que se lograron las eficiencias de reducción de materia orgánica carbonácea esperadas. De esta manera, un TRC de 4.26 d indicó que los microorganismos predominantes en el sistema estuvieron asociados principalmente a altos requerimientos energéticos, lo que permitió una elevada utilización de la materia orgánica biodegradable, por otro lado el TRC de 4.26 d estuvo dentro del rango recomendado para un adecuado tratamiento en sistemas de lodos activados (4 a 10 d) (von Sperling, 1997, van Haandel y Marais, 1999).

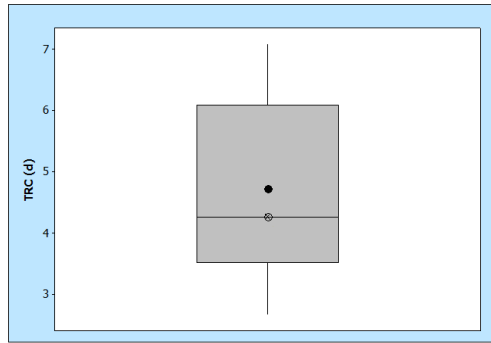


Figura 5.1. Comportamiento del TRC en el sistema ExC

El control del TRC se realizó mediante control hidráulico el cual consistió en purgar un volumen constante de $1026 \text{ mL} \cdot \text{d}^{-1}$ del licor mixto del RE, siguiendo las recomendaciones de Ekama (2010) quien indica que este método define una fracción del volumen del licor mixto en el tanque de aireación, basado en que las variaciones en la concentración de SSV en el reactor no son tan elevadas como en el lodo de la recirculación, lo que permite un control mas exacto de esta variable; de esta manera se logró mantener en promedio un TRC que garantizó las condiciones para favorecer el crecimiento de los microorganismos y así, lograr la degradación de la materia orgánica carbonácea en el sistema ExC.

- **Comportamiento de los SSVLM y el factor α**

En la Figura 5.2 se presenta el comportamiento de la concentración de SSVLM de ExC. Como se puede observar, en RC se presentó una concentración media de $1398 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, cuyo valor se encuentra entre 1000 y $3000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ que según Orozco (2005) es el rango adecuado para que los procesos de adsorción puedan ocurrir eficientemente; de igual manera, estos resultados fueron acordes con estudios realizado por Vásquez et al. (2010) donde se garantizó una concentración de SSVLM de $1125 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en RC alcanzando eficiencias en la reducción de la DQO hasta del 86%. Esto demuestra que el valor en la concentración de SSVLM en RC de $1398 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ fue adecuado para lograr un buen desempeño del sistema, lo cual se puede verificar en la reducción de la DQO medida en ExC. No obstante, en algunos días de operación del sistema ExC se presentaron bajas concentraciones de SSVLM en RC, esta situación se pudo asociar al lavado de la biomasa, debido a que se presentaron eventos en los cuales el licor mixto en RC presentaba mala sedimentabilidad, ocasionaba la salida de sólidos dispersos en el efluente de ExC.

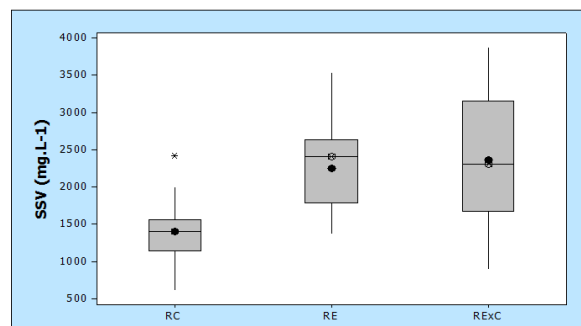


Figura 5.2. Comportamiento de los SSVLM en el sistema ExC

En cuanto a RE se observó que el valor medio de la concentración de SSVLM fue de 2405 mg.L^{-1} , cuyo valor fue inferior al valor recomendado por estudios anteriores realizados por Vásquez et al. (2010) ($3200 \text{ mgSSV.L}^{-1}$) y Rodas y Brand (2011) (entre 2939 mg.L^{-1} y 3542 mg.L^{-1}); sin embargo, el desempeño del sistema evidenció que es posible operar el sistema con estos valores, sin que se presente un impacto significativo sobre las eficiencias de reducción de materia orgánica.

El factor α , representa la fracción de lodos en RC, respecto a la biomasa total en el sistema ExC; entre mayor sea su valor, mayor será la fracción de lodos en RC. Los valores obtenidos del factor α (mediana de 0.22) (ver Figura 5.3), fueron superiores al valor establecido de 0.14 (Vásquez et al., 2010) sin embargo, esta diferencia no afectó el comportamiento del sistema ExC, logrando mantener una distribución fraccional de la biomasa activa en el sistema ExC que permitió llevar a cabo los procesos de bioabsorción (RC) y asimilación (RE) de la materia orgánica. De acuerdo con Alexander et al. (1980) y Sãrioglu (2003) este valor debe mantenerse ente 0.1 y 0.3 para que al momento de presentarse elevadas cargas contaminantes sobre RC, se disminuya el riesgo de inhibir la actividad biológica en todo el sistema, ya que solo la biomasa presente en RC estaría principalmente afectada por dicha carga contaminante, mientras que la biomasa en RE permitiría la recuperación del sistema.

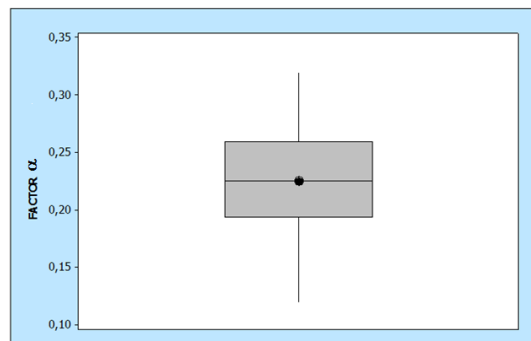


Figura 5.3. Comportamiento de la distribución fraccional del lodo (Factor α)

- **Comportamiento de la COV y la relación A/M**

En la Figura 5.4 se muestra el comportamiento de la COV y de la relación A/M, en la cual se evidencia un valor medio de $2.59 \text{ kg DQO. (m}^3 \cdot \text{d)}^{-1}$ y de $1.41 \text{ kg DQO. (kgSSV} \cdot \text{d)}^{-1}$ respectivamente.

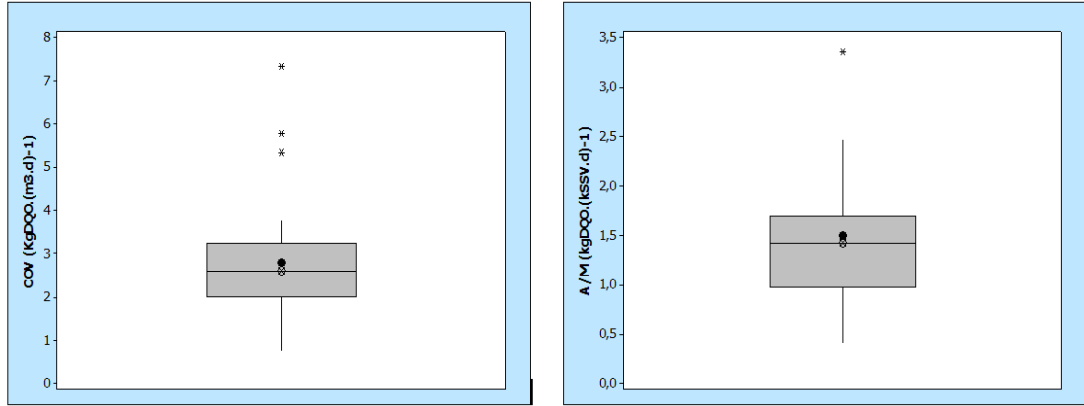


Figura 5.4. Variación de la COV y la relación A/M en el sistema de ExC

Los valores de COV y A/M fueron superiores a los valores recomendados por Metcalf y Eddy (2003) para operar un sistema de estabilización por contacto (0.60 a 1.30 kgDQO.(m³.d)⁻¹ y 0.2 a 0.6 kg DQO.(kSSV.d)⁻¹ respectivamente); sin embargo, estudios realizados por Vásquez et al. (2010) y Torres y López (2010) mostraron que el sistema de ExC puede ser operado con valores superiores para estas variables y presentar eficiencias de reducción de DQO alrededor del 80%, lo cual fue ratificado en estudio, ya que durante la operación del sistema se obtuvieron eficiencias de reducción similares y un efluente con baja concentración de materia orgánica (DQO promedio de 73 mg.L⁻¹).

- **Condiciones ambientales del sistema: OD y Temperatura**

La Figura 5.5, permite observar la dinámica del comportamiento del Oxígeno Disuelto (OD) donde el RC y el RE presentaron durante la operación del sistema una concentración de OD superior a 4.0 mg.L⁻¹, valor que cumplió con los requerimientos necesarios para suministrar el OD requerido por los microorganismos durante los procesos metabólicos; sin embargo, estos valores fueron considerados elevados en comparación con el rango recomendado de 2.0 a 2.5 mg.L⁻¹ (Metcalf y Eddy, 2003). Una de las principales desventajas observadas con la operación del sistema con OD elevados, fue que se presentaron algunos eventos de esponjamiento del lodo a afectaron su sedimentabilidad (Wilén y Balmér, 1998).

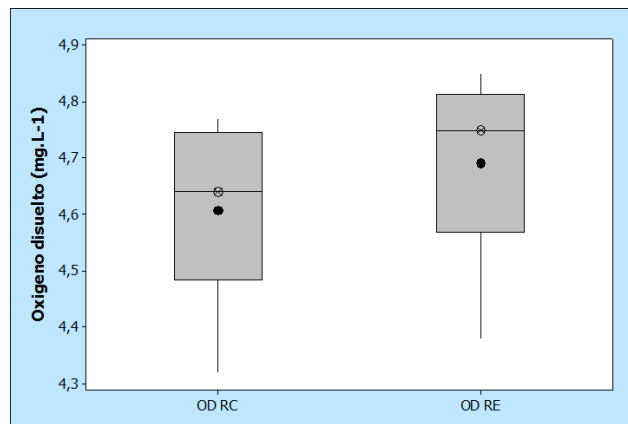


Figura 5.5. Comportamiento del OD en el sistema ExC

La Figura 5.6 muestra el comportamiento de la temperatura en el sistema ExC, la cual fue resultado de las condiciones ambientales del lugar donde se realizó el estudio, puesto que está ubicado en una zona con predominancia de clima tropical ($>18^{\circ}\text{C}$) la cual favorece la degradación de la materia orgánica presente.

Los valores de esta variable muestran que el sistema fue operado bajo un rango entre 23 y 26 $^{\circ}\text{C}$, las cuales se encuentran en el rango de temperaturas óptimas para favorecer el proceso de transformación de materia orgánica carbonácea, ya que estos valores estuvieron ubicados en el rango mesofílico, en el cual los procesos biológicos ocurren sin limitaciones en el crecimiento de los microorganismos (von Sperling, 1997).

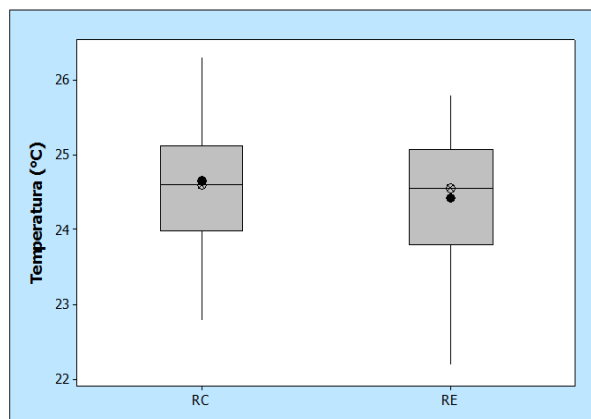


Figura 5.6. Comportamiento de la Temperatura en el sistema ExC

5.2.2 Desempeño del sistema y calidad del efluente de estabilización por contacto

El desempeño del sistema ExC, se analizó teniendo en cuenta la calidad del efluente del sistema, cuyas características son reportadas en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3. Características fisicoquímicas del Efl ExC

| Variable | Unidades | Rango | Media | σ | Min | Max | n |
|---------------------------|---|-------------|-------|----------|------|------|----|
| pH | Unidades | 6.35 - 7.48 | - | 0.28 | 6.35 | 7.48 | 27 |
| Alcalinidad Total | $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ | | 144 | 22 | 89 | 181 | 27 |
| Alcalinidad Bicarbonática | $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ | | 76 | 28 | 50 | 166 | 27 |
| DQO | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | 73 | 26 | 31 | 122 | 24 |
| SST | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | 27 | 15 | 1.43 | 62 | 17 |
| SSV | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | 7 | 15 | 5 | 62 | 19 |
| NAT | $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | | 22 | 8 | 9 | 40 | 29 |
| C/N | $\text{mgDQO}\cdot(\text{mg NAT})^{-1}$ | | 3.08 | 1.35 | 1.51 | 7.31 | 24 |

- **Comportamiento del pH en el efluente de ExC**

El comportamiento del pH en el Efl ExC varió en un rango de 6.35 a 7.48 unidades el cual se encuentra dentro del rango adecuado para el desarrollo de la actividad microbiológica (6.5 a 8.5 unidades) como lo recomienda Al-Sa'ed y Zimmo (2004), ya que este rango de pH no presenta una concentración elevada de H^+ ni OH^- permitiendo que los microorganismos puedan llevar a cabo su metabolismo en condiciones ambientales estables sin afectar la membrana plasmática (Prescott et al., 1999). Los valores obtenidos concuerdan con los datos reportados por estudios locales, realizados por Torres y López (2010), quienes evaluaron dos sistemas

de ExC y obtuvieron pH en el efluente entre 6.07 y 7.41 unidades para el sistema 1 y entre 6.32 y 7.37 para el sistema 2.

Se debe considerar que el pH puede limitar el desarrollo adecuado del proceso de nitrificación; de acuerdo con estudios realizados por Gerardi (2002) citado por Zarnosa (2011), la velocidad de nitrificación aumenta cuando se tiene un rango de pH entre 6.7 y 7.2 unidades, mientras que disminuye para valores de pH menores a 6.7 unidades debido a que a medida que las bacterias nitrificantes oxidan el amonio, aumenta la producción de iones H^+ ; elevando la acidez del sistema, lo cual perjudica la actividad nitrificante, ya que un desequilibrio en los iones H^+ y OH^- inhiben la velocidad de crecimiento de los microorganismos, además la gran mayoría de los microorganismos presenta un rango óptimo de pH alrededor de la neutralidad (Madigan et al., 2003).

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se puede afirmar que el rango de pH que presentó el Efl ExC estuvo dentro del rango adecuado para garantizar la actividad de las bacterias oxidadoras de amonio y nitrito, lo que representó un aspecto importante para la posible ocurrencia de procesos de nitrificación en el RN.

Otra variable fisicoquímica que puede afectar el valor del pH en el sistema es la alcalinidad; durante el proceso de oxidación del nitrógeno amoniacal hay consumo de alcalinidad por la producción de iones nitritos (NO_2^-) y ácido nitroso (HNO_2) que disminuyen el pH del medio, por lo tanto es importante garantizar una alcalinidad suficiente para que los procesos de oxidación del nitrógeno amoniacal no se afecten.

- **Comportamiento de la alcalinidad en el efluente de ExC**

El Efl ExC presentó una Alc total media de 144 ± 22 mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$ mostrando una elevada capacidad tampón y una fuente de carbono inorgánico importante para la actividad microbológica en el sistema de NIT; en términos de alcalinidad bicarbonática, la cual es más rápidamente aprovechable por las bacterias nitrificantes (Gerardi, 2002), se obtuvo un valor medio de 76 ± 28 mg $CaCO_3 \cdot L^{-1}$.

- **Comportamiento de la DQO en el efluente de ExC**

La carga aplicada en el Afl ExC presentó un rango de 45 a 64 gDQO.d⁻¹ con una mediana de 58 gDQO.d⁻¹, el rango de carga de DQO eliminada por el sistema ExC varió entre 42 y 64 gDQO.d⁻¹ con un valor mediano de 53 gDQO.d⁻¹ como se puede observar en la Figura 5.7, lo cual permite inferir que el sistema ExC logró un rango de eliminación de la carga de DQO aplicada entre 73 y 90% con un valor medio de 78%.

Este comportamiento permite inferir que hubo afinidad de la biomasa presente en el sistema con el agua residual sintética afluente, por consiguiente durante la operación se lograron las eficiencias esperadas, cuyos valores son acordes con estudios realizados por Al-Mutairi et al. (2003), quienes reportaron eficiencias de DQO del 77%, y Al-Sa'ed y Zimmo (2004), Rodríguez y Rodríguez (2008), Vásquez (2009) y Vásquez et al. (2010) que reportaron eficiencias del sistema superiores al 80%. Por lo tanto existe una relación directa con las eficiencias logradas en cuanto a la reducción de la DQO, permitiendo al sistema de ExC cumplir con su objetivo principal (remoción de material carbonáceo).

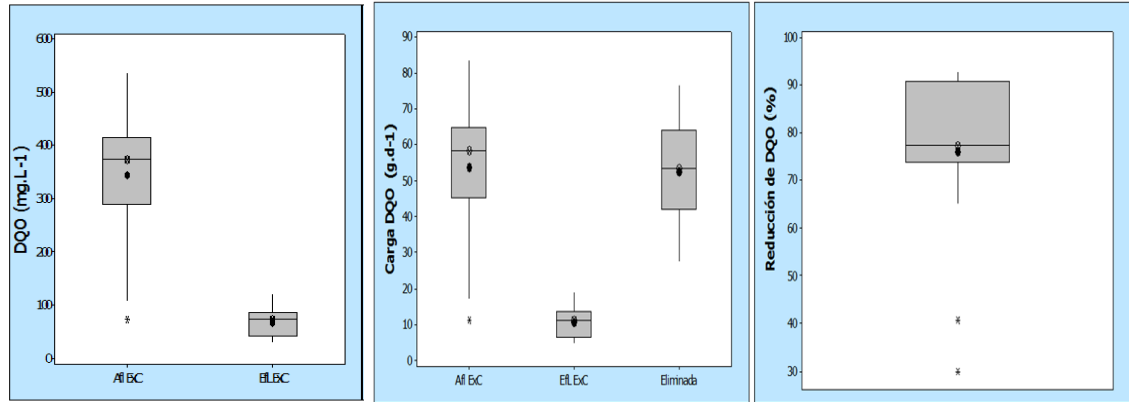


Figura 5.7. Comportamiento de la carga de DQO y la reducción de la DQO en el sistema ExC

Durante la operación del sistema se presentaron algunas ocasiones donde la carga de DQO en Efl ExC fue mayor que en el Afl ExC, estos eventos coincidieron con presencia de valores altos de SSV ($> 50 \text{ mg.L}^{-1}$) en el efluente debida a la mala sedimentabilidad del lodo, lo que ocasionó el incremento de la materia orgánica en el efluente ($\text{DQO} > 100 \text{ mg.L}^{-1}$). Una de las principales causas de la mala sedimentabilidad del lodo, fue la composición del ARS, debido a que esta contenía materia orgánica de fácil degradación (azúcares o carbohidratos), ya que según (Jenkins et al. (1993) como lo cita Contreras (2001) la presencia altas concentraciones de azúcares (glucosa, fructosa), ácidos orgánicos de cadena corta (acetato) y otros sustratos fácilmente biodegradables favorece la proliferación de microorganismos filamentosos como las especies bacterianas: *S. natans*, *Haliscomenobacter hydrossis.*, *Nostocoida limicola*, *Tipo 021N*, *Thiothrix spp* y *Tipo 1851*, las cuales según von Sperling (1997) ocasionan la formación de un floc disperso, afectando la sedimentabilidad del lodo y generando pérdida de biomasa en el efluente del sistema.

- **Comportamiento de los SST y SSV en el efluente de ExC**

La Figura 5.8 permite observar el comportamiento de los SST y SSV en el Efl ExC, donde se evidencia que a pesar de la existencia de eventos de esponjamiento y mala sedimentabilidad del lodo, durante la operación del sistema se mantuvieron concentraciones de SST alrededor de 27 mg.L^{-1} , que aunque representan un paso de biomasa heterótrofa hacia el sistema NIT (lo que explica la degradación de la materia orgánica carbonácea en el sistema NIT), no representó una pérdida de biomasa elevada para el sistema, puesto autores como Oliveira y von Sperling (2008) reportan valores alrededor de 60 mg.L^{-1} como típicos de sistemas de lodos activados con eficiencias de reducción de DQO superiores al 80%.

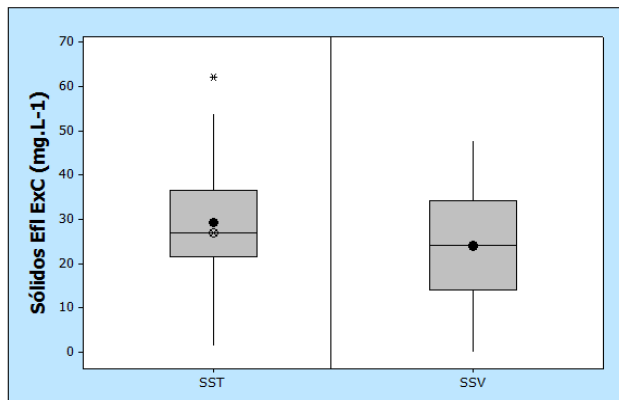


Figura 5.8. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles en el Efl ExC

De igual manera se puede observar que los valores de SST y SSV en la mayoría de los casos, fueron iguales, lo que ratifica que los sólidos en el efluente pueden ser asociados a la pérdida de biomasa y/o material orgánico en suspensión liberado del sistema de ExC.

- **Comportamiento del Nitrógeno en el efluente de ExC**

En la Figura 5.9 se muestra el comportamiento de la carga aplicada de NAT al sistema ExC, la cual tuvo un rango entre 4 g NAT.d⁻¹ y 11 g NAT.d⁻¹, y un valor asociado a la mediana de 5.69 g NAT.d⁻¹. La carga de NAT eliminada en el sistema de ExC se encontró entre el rango de 0.66 g NAT.d⁻¹ a 9.75 y un valor asociado a la mediana de 2.46 g NAT.d⁻¹, esta reducción en la carga de NAT en el sistema de ExC se debe probablemente a que las bacterias heterotróficas utilizan el nitrógeno en forma amoniacal para su síntesis metabólica dado a que el nitrógeno es uno de los macro nutrientes esenciales en la composición celular de los microorganismos presentes en la biomasa, cuya fórmula empírica se puede expresar como C₅H₇O₂N, en donde aproximadamente el 12.3% de la biomasa corresponde al Nitrógeno, además de una relación entre la DQO:N:P de 100:5:1 respectivamente (von Sperling, 1997).

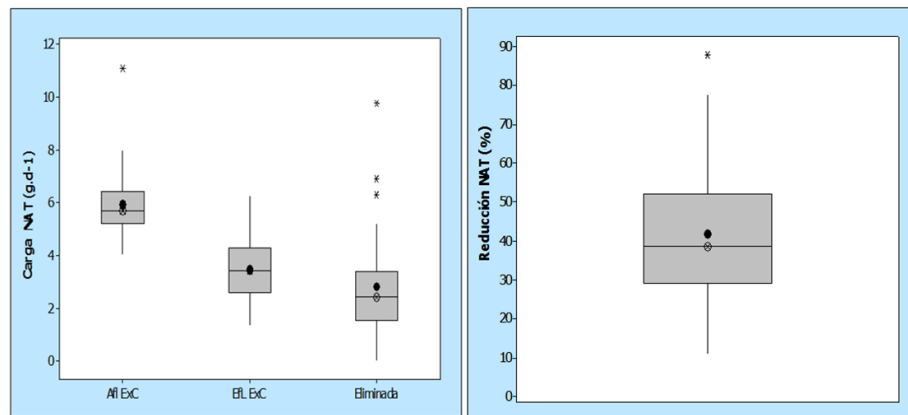


Figura 5.9. Comportamiento de la carga de NAT y la reducción de la NAT en el sistema ExC

El desempeño del sistema ExC muestra que se alcanzaron eficiencias de reducción entre 10 y 88 %, con una eficiencia asociada a la mediana del 38%, este valor en la eficiencia de reducción de NAT se encuentra dentro del rango de eficiencias de reducción de NAT para ExC de acuerdo a estudios reportados por la literatura, como el realizado por Torres y López (2010) en donde se obtuvieron eficiencias de reducción entre 8.5% y 50%.

En términos de procesos de oxidación del NAT, la formación de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ evidenciada en la caracterización del Efl ExC, ratifica que para este sistema, la reducción en el contenido de NAT fue ocasionada principalmente por el uso del N para la formación de nuevo material celular, puesto que como puede observarse en la Figura 5.10, las concentraciones de N-NO₃⁻ en el Efl del sistema de ExC fueron no detectables y las de N-NO₂⁻ se encontraron alrededor de 0.1 mg.L⁻¹, evidenciando que para las condiciones operacionales evaluadas, el sistema ExC, no favoreció procesos de nitrificación, lo que permite afirmar que el N-NO₃⁻ reportado en el efluente final del sistema (Efl NIT) correspondió al N-NO₃⁻ formado en el sistema NIT.

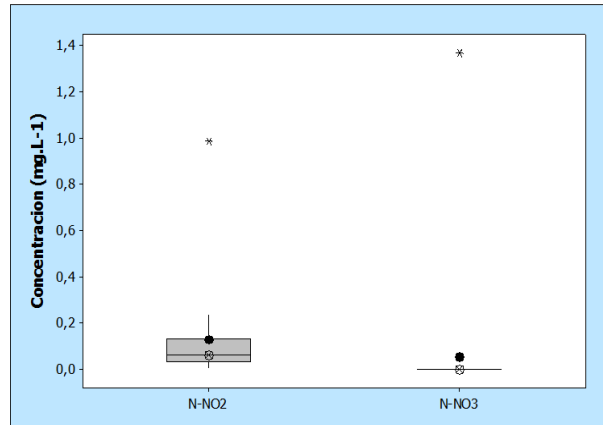


Figura 5.10. Comportamiento de los N-NO₂ y N-NO₃ en el Efl de ExC

- **Comportamiento de la relación C/N en el efluente de ExC**

La Figura 5.11-C muestra el comportamiento de la relación C/N o DQO/NAT, el cual es uno de los parámetros más importantes en el proceso de nitrificación, debido a que determina la fracción de carbono orgánico y nitrógeno presentes en el AR, determinando la competencia entre bacterias heterótrofas y autótrofas (Carrera,2001).

Para el Efl ExC, se obtuvo una mediana de 3.08 ± 1.35 mg DQO.(mg NAT)⁻¹; según estudios realizados, Bitton (2011) como lo cita Zarnosa (2011) quien indica que para valores en la relación de C/N menores a 4 mg DQO.(mg NAT)⁻¹ se presentan incrementos en la cantidad de microorganismos nitrificantes en el sistema, lo cual es un aspecto favorable, puesto que el Efl ExC representó el afluente al RN, en el cual se buscaba principalmente favorecer procesos de nitrificación.

De acuerdo con Barajas (2002) como lo cita Ferrara y Ramírez (2010), con el incremento de la relación C/N entre 0.5 a 8 mg DBO₅ (mg NTK)⁻¹, la fracción de las bacterias nitrificantes disminuye frente a las heterótrofas indicando que cuando el cociente es mayor de 5, el proceso puede considerarse una combinación de procesos de oxidación de carbono y nitrificación. Por otra parte, cuando el cociente es inferior de 0.5, el proceso puede considerarse dedicado exclusivamente a la eliminación de nitrógeno. En consecuencia al presentarse una relación C/N en el Efl ExC de 3.08 ± 1.35 mg DQO.(mg NAT)⁻¹ se puede favorecer el crecimiento de microorganismos autótrofos en el sistema posterior de NIT.

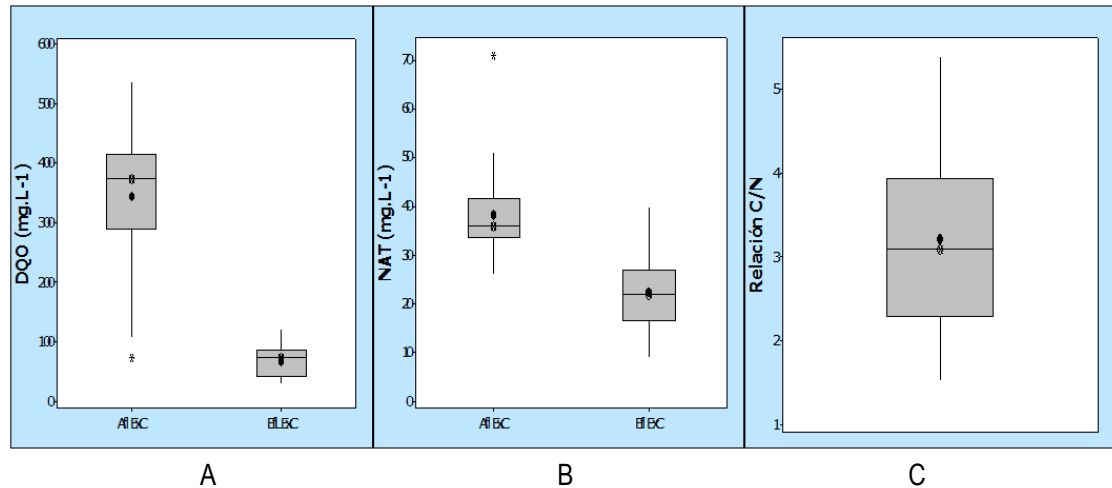


Figura 5.11. Relación C/N en el Efl ExC

5.3 Comportamiento del sistema NIT

5.3.1 Variables Operacionales del sistema NIT

El sistema de lodos activados en la modalidad convencional (sistema NIT) fue operado con el fin de garantizar las condiciones operacionales que permitieran un adecuado desempeño del sistema en términos de reducción del NAT del efluente del sistema ExC. La evaluación del desempeño fue realizada bajo dos condiciones operacionales de TRH_{neto} en RN.

Los valores de TRH_{neto} fueron definidos a partir de resultados obtenidos en estudios realizados por Vásquez (2009), Vásquez et al. (2010) y Vásquez et al. (2011) con sistemas de lodos activados y de otras investigaciones como las realizadas por van Haandel y Marais (1999) en las cuales se estudió el desempeño de sistemas de lodos activados para la eliminación de C y N en agua residual doméstica en países de clima tropical. En la Tabla 5.4, se presenta el resumen de las variables operacionales y en el Anexo 5, el registro completo de los datos.

Tabla 5.4. Resumen estadístico del comportamiento de las variables operacionales

| Variable | Unidades | $TRH_{neto1} = 7h$ | | $TRH_{neto2} = 5h$ | |
|------------------------------|---|--------------------|----------|--------------------|----------|
| | | Med. | σ | Med | σ |
| TRC | días-d | 5.58 | 1.39 | 5.48 | 1.26 |
| SSVLM _{RN} | mg.L ⁻¹ | 825 | 401 | 1190 | 476 |
| SSV _{Recirculación} | mg.L ⁻¹ | 2500 | 723 | 2090 | 735 |
| COV | kgDQO.(m ³ .d) ⁻¹ | 0.26 | 0.09 | 0.21 | 0.10 |
| A/M | kgDQO.(kgSSV.d) ⁻¹ | 0.26 | 0.48 | 0.20 | 0.23 |
| T | °C | 24 | 1.26 | 25 | 0.3 |
| OD | mg.L ⁻¹ | 4.68 | 0.83 | 4.80 | 0.50 |

Med: Mediana σ : Desviación estándar

- **Comportamiento del TRC**

El TRC garantizado durante la operación del sistema se mantuvo alrededor de 6 d (ver Figura 5.12) para los dos TRH_{neto} evaluados; estos valores fueron establecidos para garantizar el desarrollo de procesos de nitrificación en el sistema. Aunque usualmente para los sistemas convencionales de lodos activados, en los cuales se buscan procesos de nitrificación se recomiendan valores de TRC entre 10 y 15 d (Jordão y Arruda, 2005), de tal manera que se garantice el crecimiento de las bacterias oxidadoras de N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻; estudios realizados por realizados por Loaiza et al. (2011) mostraron que es posible operar este tipo de sistemas, con TRC de 5 d y alcanzar eficiencias de reducción de NAT del 90%; por otro lado van Haandel y van der Lubbe (2007) mostraron que en condiciones de clima tropical, en los cuales se pueden alcanzar altas tasas de crecimiento de las bacterias autótrofas ($\mu_m = 0.8 \text{ d}^{-1}$ para 26°C), los procesos de nitrificación pueden desarrollarse con TRC desde 1.25 d, lo que ratifica que el TRC garantizado durante este estudio, fue adecuado para garantizar el crecimiento de los microorganismos involucrados en la nitrificación.

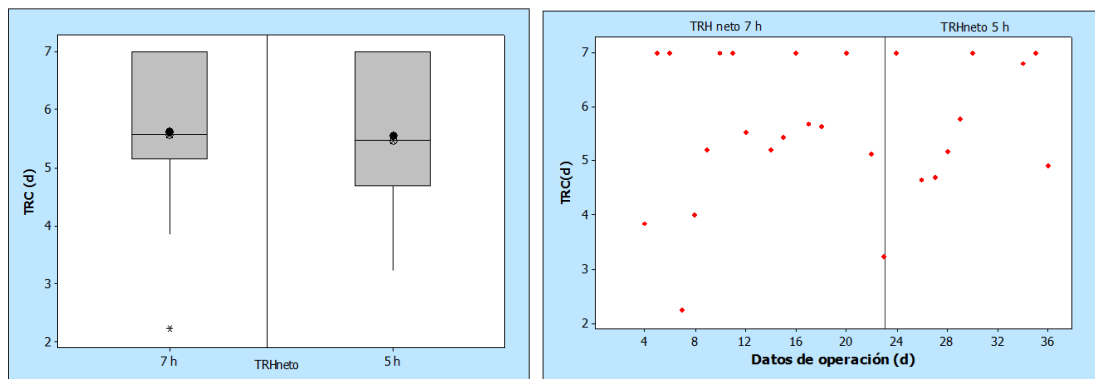


Figura 5.12. Comportamiento del TRC en el sistema NIT

- **Comportamiento de los SSVLM**

En la Figura 5.13 se presenta el comportamiento de los SSVLM en el sistema de NIT operado a 7 y 5 h de TRH_{neto}. Como se puede observar, la concentración media de SSVLM para el sistema de NIT operado a 7 h fue de $825 \pm 401 \text{ mg.L}^{-1}$, mientras que para la condición de 5 h fue de $1190 \pm 476 \text{ mg.L}^{-1}$, aunque estos valores se encontraron por debajo de 1500 mg.L^{-1} que es la concentración mínima recomendada para garantizar procesos estables de nitrificación (Orozco, 2005), las eficiencias de reducción de NAT obtenidas mostraron que a pesar de estos valores, el sistema presentó una elevada asimilación y transformación del nitrógeno presente en el efluente del sistema ExC.

La comparación de los SSVLM para las dos condiciones operacionales muestra que para la condición de 5 h de TRH_{neto} la concentración de SSVLM presentó una tendencia a mantener valores superiores que los obtenidos para la condición de 7 h de TRH_{neto}, teniendo en cuenta que en el sistema NIT predominó una biomasa autótrofa asociada a la transformación de nitrógeno, este comportamiento pudo estar asociado al incremento del caudal afluente, que permitió el incremento de la carga de NAT, lo cual favoreció la disponibilidad del sustrato para los microorganismos y promovió la generación de nuevas células.

En términos generales, el comportamiento del sistema NIT evidenció que es posible obtener eficiencias de reducción de DQO y NAT operando con bajas concentraciones de SSVLM, puesto que ésta variable está determinada por la afinidad de los microorganismos con el sustrato. Este resultado representa un aporte importante para el establecimiento de la concentración mínima de SSVLM para sistemas de lodos activados en los cuales se busca promover la nitrificación, puesto que evidencia que no siempre se deben mantener altas concentraciones de SSVLM para la eliminación de nitrógeno (Usualmente el rango recomendado se encuentra entre 1500 y 2500 mg.L⁻¹ (Bernet y Spérandio, 2009; Shammas et al., 2009)), ya que como lo muestra la calidad del efluente para las dos condiciones operacionales evaluadas, se logró obtener un efluente con concentraciones promedio de DQO menores a 17 mg.L⁻¹ y de NAT menores a 5 mg.L⁻¹.

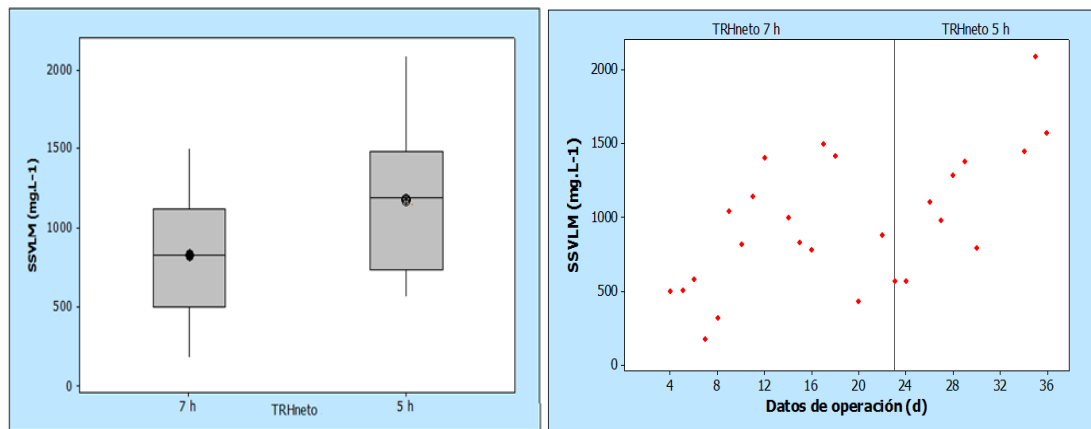


Figura 5.13. Comportamiento de los SSVLM en el sistema NIT

- **Comportamiento de la COV y la relación A/M**

En la Figura 5.14 se muestra el comportamiento de la COV y la relación A/M durante la operación del sistema NIT bajo un TRH_{neto} de 7 y 5 h. El valor medio de COV fue de 0.26 y 0.21 kgDQO. (m³.d)⁻¹ para los TRH_{neto} de 7 y 5 h respectivamente. Para el caso de la relación A/M, los valores para 7 y 5 h fueron de 0.26 y 0.20 kgDQO.(kgSSV.d)⁻¹ respectivamente. Aunque los valores promedio para estas dos variables no mostraron una diferencia significativa, el rango de variabilidad evidencia que para el TRH_{neto} de 5 h, se presentó una tendencia al incremento de la carga, lo cual era lo esperado debido al incremento del caudal afluente.

La COV y la relación A/M representan la carga aplicada al sistema; para el sistema NIT estas variables dependen de la calidad del efluente del Sistema ExC, lo que evidencia que en términos de materia orgánica el efluente del Sistema ExC presentó un bajo contenido de materia orgánica carbonácea, que representó una ventaja para promover los procesos de nitrificación en RN, puesto que los valores de carga recomendados para sistemas en los cuales se busca promover la nitrificación se encuentran entre 0.05 y 0.20 kgDQO.(m³.d)⁻¹ para COV y entre 0.15 y 0.50 kgDQO.(kgSSV.d)⁻¹ para A/M (Jordão y Arruda, 2005).

De igual manera, los resultados obtenidos fueron similares a los reportados por Loaiza et al., (2011), en donde operó un sistema de lodos activados convencional para favorecer la nitrificación, con un valor de A/M 0.29 kgDQO.(kgSSV.d)⁻¹ y en el cual obtuvieron eficiencias de reducción de NAT superiores al 90%. De esta manera al analizar en conjunto los valores de COV y la relación A/M se puede afirmar que fueron adecuados

para lograr un buen desempeño del sistema de NIT, puesto que se lograron eficiencias de reducción de DQO alrededor del 70% y de NAT del 80%.

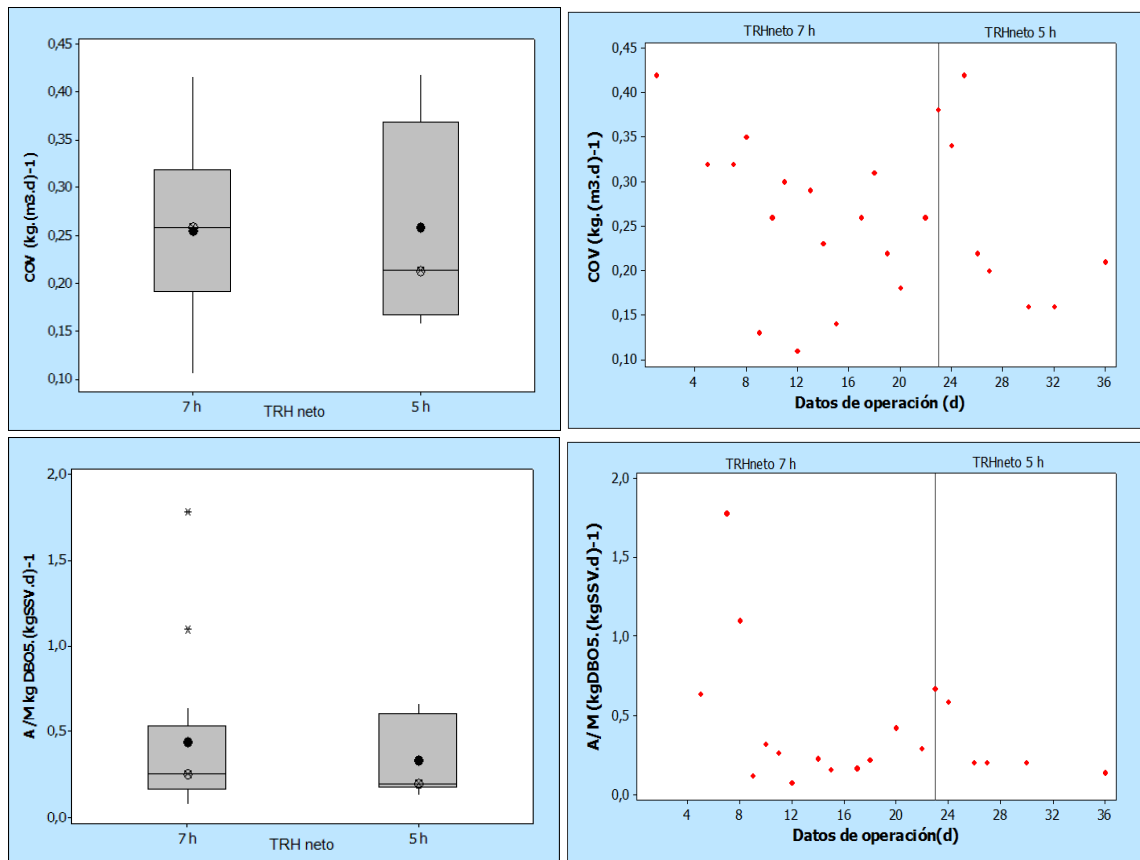


Figura 5.14. Variación de la COV y la relación A/M en el sistema NIT

- **Condiciones ambientales del sistema: OD y Temperatura**



La concentración de OD es fundamental en los procesos biológicos de los sistemas de lodos activados puesto que los microorganismos utilizan el oxígeno como aceptor final de electrones en los procesos de oxidación de la materia orgánica carbonácea y del nitrógeno amoniacal (Rosso y Stenstrom, 2005).

Durante la operación del sistema NIT se garantizaron valores de Oxígeno disuelto OD alrededor de 4.7 mg.L^{-1} para la condición operacional de 7 h y de 4.8 mg.L^{-1} para la condición operacional de 5 h (ver Figura 5.15), los cuales son superiores al mínimo recomendado que ocurra el proceso de nitrificación ($\text{OD} > 2 \text{ mg.L}^{-1}$) (van Haandel y Marais, 1999), lo que permite afirmar que en las dos condiciones operacionales evaluadas, el sistema de NIT fue operado con una concentración de OD suficiente para favorecer el proceso de nitrificación.

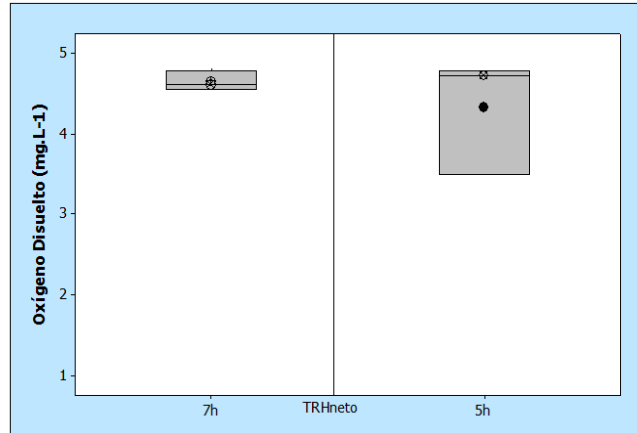


Figura 5.15. Comportamiento del OD en RN

La Figura 5.16 muestra el comportamiento de la temperatura en el sistema NIT, donde la condición operacional de 7 h de TRH_{neto}, operó bajo un rango entre 23 y 25 °C con un valor asociado a la mediana de 24 °C, mientras que para la condición operacional de 5 h de TRH_{neto}, se operó el sistema con un rango entre 24 y 25 °C con un valor asociado a la media de 25 °C, en general el sistema presentó un rango de temperaturas optimas para favorecer el proceso de la nitrificación ya que según Gerardi (2002) el rango de temperatura que favorece al proceso de nitrificación debe estar entre 16 y 32 °C, aunque para una temperatura cercana a los 16 °C se puede presentar un decaimiento de la tasa de nitrificación en un 50%, respecto a Temperaturas cercanas a los 25°C.

Es importante mencionar que la temperatura que se presentó en el sistema fue resultado de las condiciones ambientales del lugar donde se realizó el estudio, puesto que está ubicado en una zona con predominancia de clima tropical (>18°C) en el cual prevalecen condiciones ambientales para la ocurrencia de procesos de nitrificación.

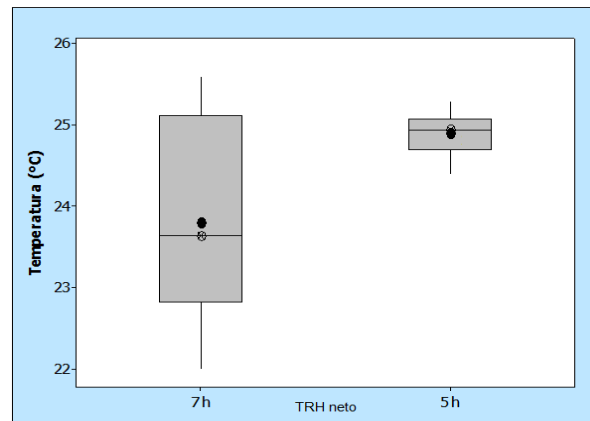


Figura 5.16. Comportamiento de la temperatura en el sistema NIT

5.3.2 Desempeño y calidad del efluente del sistema nitrificante

El desempeño del sistema NIT se analizó teniendo en cuenta los valores obtenidos de los parámetros fisicoquímicos reportados en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5. Características fisicoquímicas del Efl NIT

| Variable | Unidades | TRH _{neto} = 7.0h | | TRH _{neto} = 5.0h | |
|---------------------------|--------------------------------------|----------------------------|----------|----------------------------|----------|
| | | Med | σ | Med | σ |
| pH | Unidades | Rango: 5.64 - 7.53 | | Rango: 5.60 - 7.48 | |
| Alcalinidad Total | mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | 38 | 54 | 37 | 45 |
| Alcalinidad Bicarbonática | mgCaCO ₃ .L ⁻¹ | 19 | 41 | 23 | 32 |
| DQO | mg.L ⁻¹ | 17 | 22 | 12 | 24 |
| SST | mg.L ⁻¹ | 15 | 4.70 | 19.44 | 11.82 |
| SSV | mg.L ⁻¹ | 15 | 3.82 | 18.30 | 9.63 |
| NAT | mg.L ⁻¹ | 3.4 | 10.4 | 4.4 | 8.1 |
| N-NO ₂ | mg.L ⁻¹ | 0.07 | 2.13 | 6.43 | 3.38 |
| N-NO ₃ | mg.L ⁻¹ | 12 | 9 | 14 | 8 |

Med: Mediana σ : Desviación estándar

- **Comportamiento del pH en el efluente NIT**

El comportamiento del pH en el Efl NIT es una respuesta de los procesos que ocurren en el sistema y está determinado por la alcalinidad del afluente, además el consumo de la alcalinidad durante el proceso de nitrificación puede afectar el pH, ya que si ésta no es suficiente para amortiguar los ácidos orgánicos generados durante los procesos de oxidación de la materia orgánica y el nitrógeno, el pH en el efluente será bajo.

Como se puede observar en la Figura 5.17, durante las dos condiciones operacionales evaluadas el pH varió entre 5.6 y 7.5 unidades; sin embargo, durante la mayor parte del periodo de operación se ubicó alrededor de 6.8 unidades (mediana); comparando este valor con el valor medio del Afl NIT el cual fue de 6.8 se puede inferir que bajo las condiciones operacionales evaluadas, la alcalinidad permitió garantizar valores de pH en el rango cercano a la neutralidad, lo cual representó un aspecto favorable para RN, puesto que los valores obtenidos estuvieron dentro del rango adecuado para que se lleven a cabo los procesos biológicos, sin que la actividad metabólica de los microorganismos se vea afectada por esta variable (Shammas et al., 2009).

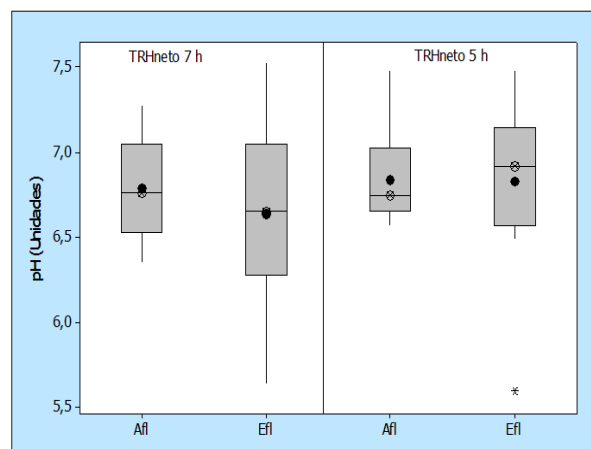


Figura 5.17. Comportamiento del pH en el sistema de NIT

Teniendo en cuenta que el Efl NIT representa la descarga final del sistema de tratamiento evaluado, también es importante mencionar que el valor de pH debe cumplir con los estándares para vertimientos en fuentes superficiales, puesto que valores extremos de esta variable pueden afectar las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos. Para Colombia el rango de pH para vertimientos a fuentes de agua, establecidos en el Decreto 1594 de 1984 (Modificado con el Decreto 3930 de 2010), se encuentran entre 5.0 y 9.0 unidades, lo que evidencia que el pH en el Efl NIT presentó valores apropiados para ser descargado en fuentes superficiales de agua.

• **Comportamiento de la Alcalinidad en el efluente NIT**

El requerimiento de Alc para el sistema de Nit se determinó a partir de la relación estequiométrica presentada en la Ec.5.1, esta ecuación muestra la correlación existente entre el consumo de NAT y el consumo de alcalinidad por parte la biomasa autótrofa, estableciendo que por cada mg de NAT oxidado se consume un valor de 7.14 mg CaCO₃, puesto que en este proceso la alcalinidad también representa la fuente de carbono inorgánico para los microorganismos autótrofos (van Handel y Marais, 1999).

$$\frac{\Delta Alc}{\Delta N} = \frac{100 \text{ mg CaCO}_3}{14 \text{ mg N}} = 7.14 \text{ mg CaCO}_3 * \text{mg N}^{-1} \quad \text{Ec. (5.1)}$$

Teniendo en cuenta que en el Efl ExC (equivalente al Afl de NIT), el NAT promedio se encontró alrededor de 22 mg.L⁻¹ NAT, el requerimiento de alcalinidad calculado para una oxidación completa del NAT fue de 157 ± 57 mg.L⁻¹ CaCO₃; adicionalmente el consumo de alcalinidad calculado para la oxidación del material orgánico, para el cual se establece que por cada mg de DQO degradado se consumen 0.5 mgCaCO₃ (Metcalf y Eddy, 2003) fue de 38 y 23 mg.L⁻¹ CaCO₃ para 7 h y 5 h respectivamente, teniendo en cuenta valores de DQO en el Efl ExC de 76 mg.L⁻¹ y 45 mg.L⁻¹ para las condiciones operacionales de 7 h y 5 h respectivamente; estos resultados mostraron que para una oxidación completa tanto del NAT y la DQO presente, se requería una alcalinidad total teórica alrededor de 202 mgCaCO₃.L⁻¹.

Aunque la caracterización del Efl ExC, para el cual se obtuvo una 144 mgCaCO₃.L⁻¹ mostró que la alcalinidad presente no era suficiente para la oxidación completa del NAT y la DQO, el residual de alcalinidad obtenida en el Efl Nit, el cual fue de 38 y 37 mgCaCO₃.L⁻¹ para los TRH_{neto} de 7 y 5 h respectivamente, mostraron que no se presentaron limitaciones en el proceso debido a esta variable y que hubo un consumo de alcalinidad relacionado principalmente con uso del carbono inorgánico que requieren las bacterias autótrofas como fuente carbono para realizar sus procesos metabólicos (Gerardi, 2002).

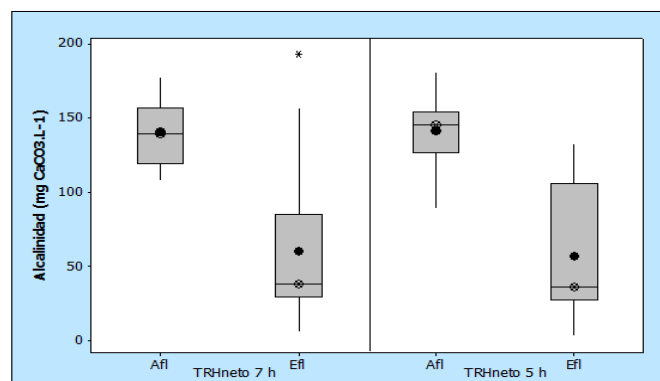


Figura 5.18. Comportamiento de la Alcalinidad en el sistema NIT

• **Comportamiento de la DQO en el efluente NIT**

En la Figura 5.19 se presenta el comportamiento de la DQO en el sistema NIT, donde se puede observar que a pesar de ser un sistema configurado para realizar el proceso de nitrificación, para ambas condiciones operacionales se presentó una disminución en el contenido de la DQO, debido a la presencia de microorganismos heterótrofos, los cuales no afectaron los procesos de degradación de material nitrogenado por parte de los microorganismos autótrofos. Estos resultados coinciden con estudios realizados por Loaiza et al. (2011), en donde se operó un sistema de lodos activados de forma convencional para favorecer la nitrificación, el cual tuvo procesos simultáneos de degradación de materia orgánica carbonácea y material nitrogenado sin que se afectara la eficiencia en la reducción de NAT, alcanzándose eficiencias cercanas al 90% para NAT y DQO.

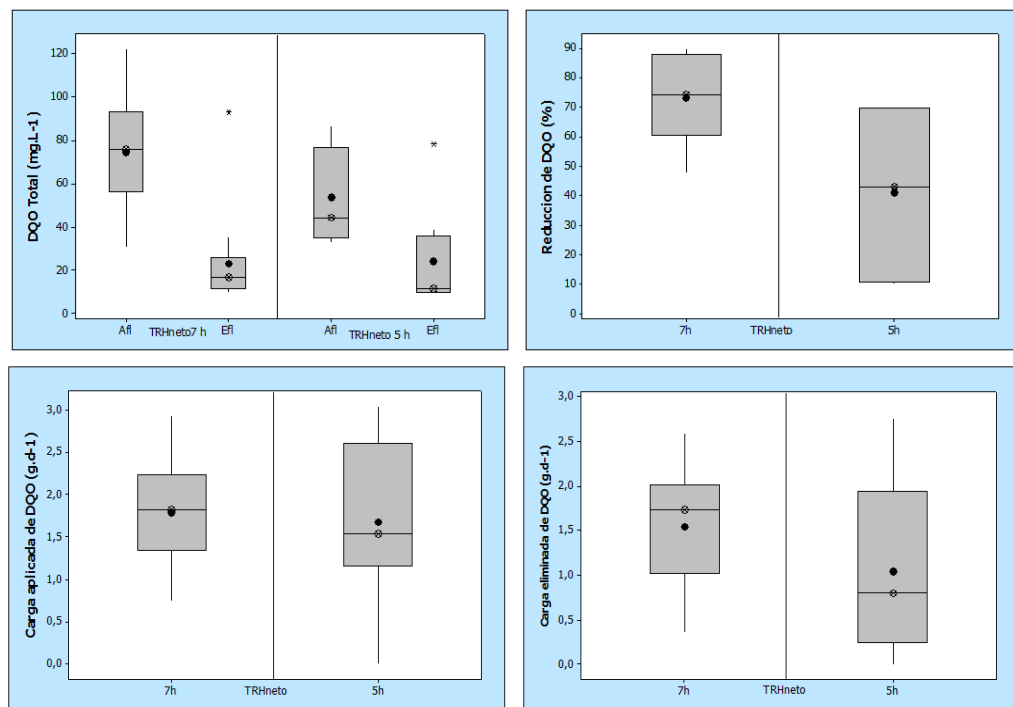


Figura 5.19. Comportamiento de la DQO en el sistema NIT

En términos generales, se observó que a pesar que el sistema NIT se configuró para llevar a cabo el proceso de nitrificación, se alcanzaron eficiencias en la reducción de materia orgánica sin tener un impacto negativo sobre el proceso de transformación de NAT, lo que permitió obtener un efluente con baja concentración de DQO y NAT.

En cuanto a la carga eliminada, se observó que para el TRH_{neto} de 7 h presentó una mayor carga eliminada de DQO, lo cual puede estar asociado a una mayor permanencia de los microorganismos que favoreció la asimilación de la materia orgánica presente en el Efl ExC. De igual manera, estos resultados son acordes con los resultados obtenidos por Vásquez (2009) donde se reportó que el incremento de la carga aplicada (en este caso como resultado de una tendencia a mayor DQO en el afluente) puede favorecer la capacidad de adsorción del floc y mejorar las eficiencias de reducción de DQO.

- **Comportamiento de los SSV y SST en el efluente NIT**

El comportamiento de los SST y SSV en el Efl NIT (ver Figura 5.20), permite visualizar que la pérdida de biomasa en el efluente fue baja; sin embargo, para el TRH_{neto} de 5 h se presentó una mayor variabilidad, lo cual evidenció que la disminución del TRH_{neto} puede afectar la dinámica de sólidos en el sistema, puesto que puede promover la salida en el efluente de bacterias dispersas, que aunque no fue significativa en términos de la concentración de SSVLM de RN, si afectó el TRC en el sistema, tal como pudo evidenciarse en el comportamiento de esta variable, donde sus valores tuvieron una tendencia a ser menores para el TRH_{neto} de 5 h.

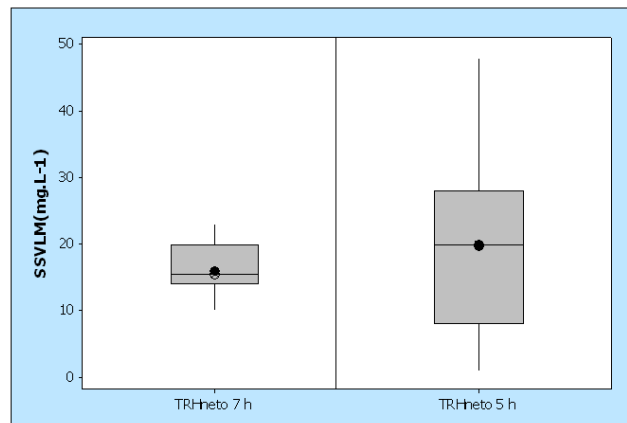


Figura 5.20. Comportamiento de los SSV en Efl NIT

- **Comportamiento del NAT en el efluente NIT**

La Figura 5.21 presenta el comportamiento de la concentración del NAT en el sistema NIT y el desempeño del sistema en la reducción de esta variable.

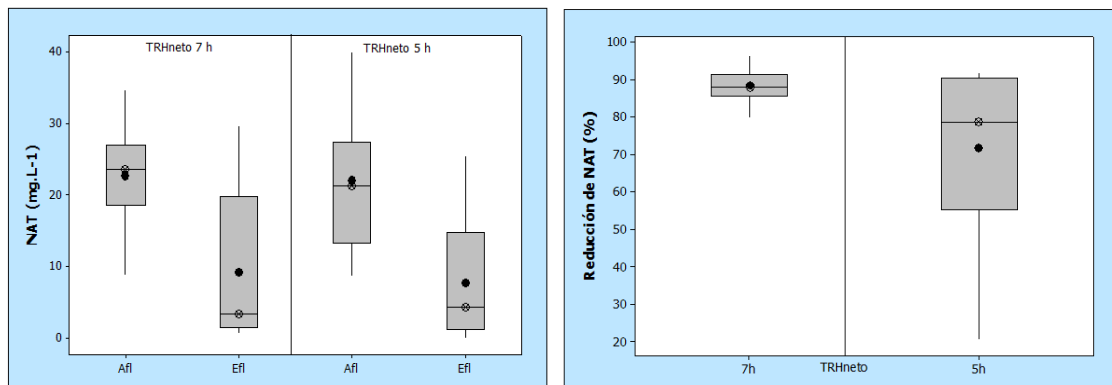


Figura 5.21. Comportamiento del NAT en el sistema NIT

El estudio evidenció la capacidad del sistema para la transformación del NAT en $N-NO_3^-$. Para la condición operacional de 7 h de TRH_{neto} se presentó una concentración de NAT en Efl NIT de 3.4 mg.L^{-1} y para 5 h de TRH_{neto} se presentó una concentración de 4.4 mg.L^{-1} ; de esta manera, la calidad del Efl NIT puede ser

comparable con estudios realizados por Loaiza et al. (2011) donde se operó un sistema de lodos activados convencional para favorecer el proceso de nitrificación con TRC bajos (5 d) y un TRH_{neto} de 5.31 h, en el cual obtuvieron un efluente con una concentración de NAT de 3.07 mg.L⁻¹.

De manera general se puede afirmar que las concentraciones del Efl Nit, mostraron que el sistema NIT logró el objetivo de reducir el contenido de NAT presente en el Efl ExC y ofrecer eficiencias de reducción promedio superiores al 80%.

Como se puede observar en la Figura 5.22, las concentraciones de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ encontradas en los efluentes, indicaron la ocurrencia de procesos de nitrificación en el sistema, ratificando una elevada actividad de las bacterias oxidadoras de N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻ para los TRH_{neto} evaluados.

En las dos condiciones operacionales se evidenció que la concentración de N-NO₃ en el Efl NIT tendió a ser muy alta en comparación con la concentración de N-NO₂, lo cual se debe a la dinámica que sigue el proceso de nitrificación, donde la oxidación de N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻ sucede tan rápidamente que podría ser considerada como instantánea (van Haandel e Marais, 1999).

Al observar la concentración de N-NO₂⁻ en el Efl NIT, la condición de 5 h de TRH_{neto} comparada con la condición de 7 h, presentó la mayor concentración de N-NO₂⁻; teniendo en cuenta que el N-NO₂⁻ es un compuesto intermedio en el proceso de nitrificación, se considera que esta diferencia tan significativa se debió posiblemente a que al tener en RN un TRH_{neto} mayor (para 7 h), la biomasa nitrificante tuvo un mayor tiempo de contacto con el sustrato y logró transformar de N-NO₂⁻ a N-NO₃⁻, la mayor cantidad de N-NO₂⁻ generado; mientras que para el TRH_{neto} de 5 h el proceso de transformación de las especies nitrogenadas probablemente fue menos estable, permitiendo la acumulación de N-NO₂⁻. Este comportamiento evidenció que el TRH_{neto} en el sistema juega un papel importante en la estabilidad del proceso de nitrificación y que es importante considerar las ventajas y limitaciones de la modificación de los valores de esta variable para ofrecer un efluente que cumpla con los objetivos ambientales para los cuales se propone el sistema.

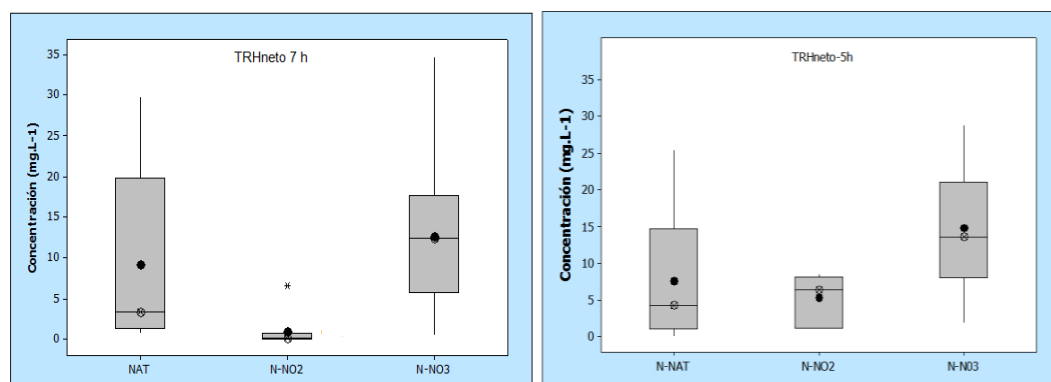


Figura 5.22. Comportamiento de la concentración de NAT, N-NO₂ y N-NO₃ en el sistema NIT

- **Balance de nitrógeno**

A partir de la concentración de NAT en el Efl ExC y el Efl Nit, se realizó un balance global de nitrógeno (ver Figura 5.23).

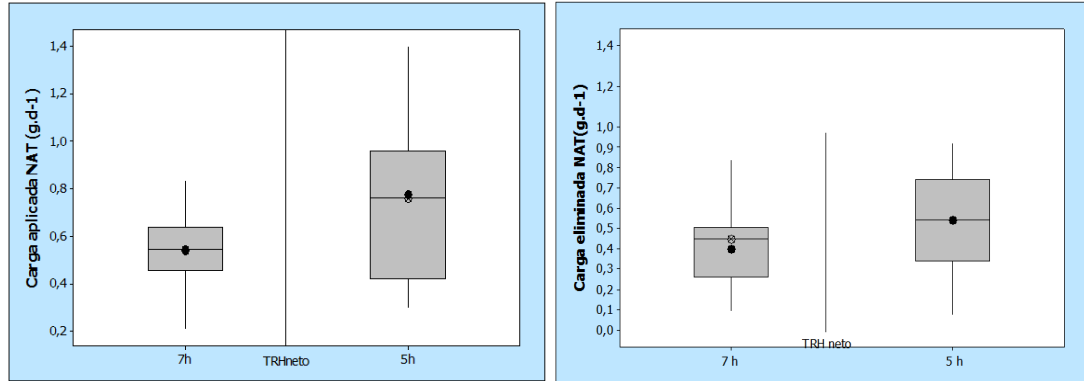


Figura 5.23. Comportamiento de la carga aplicada y eliminada de NAT en el sistema NIT

Los resultados generales del balance, evidenciaron que aunque el sistema presentó eficiencias de reducción de NAT similares en las dos condiciones operacionales evaluadas, para el TRH_{neto} de 5 h se presentó una mayor cantidad de carga eliminada de NAT.

En la figura 5.24 se observa el comportamiento para el NAT durante la operación de las dos condiciones operacionales, en la cual se evidencia que al tener un incremento de la carga aplicada de NAT, hay una tendencia a un incremento proporcional de la carga eliminada, lo cual puede asociarse a que se favorecen los procesos de asimilación y transformación, debido a que posiblemente se favorece la capacidad de adsorción del floc y que el incremento de la carga aplicada estimula la actividad metabólica de los microorganismos del sistema (Vásquez, 2009), tal como se evidenció con el incremento de la concentración de SSVLM para el TRH_{neto} de 5 h.

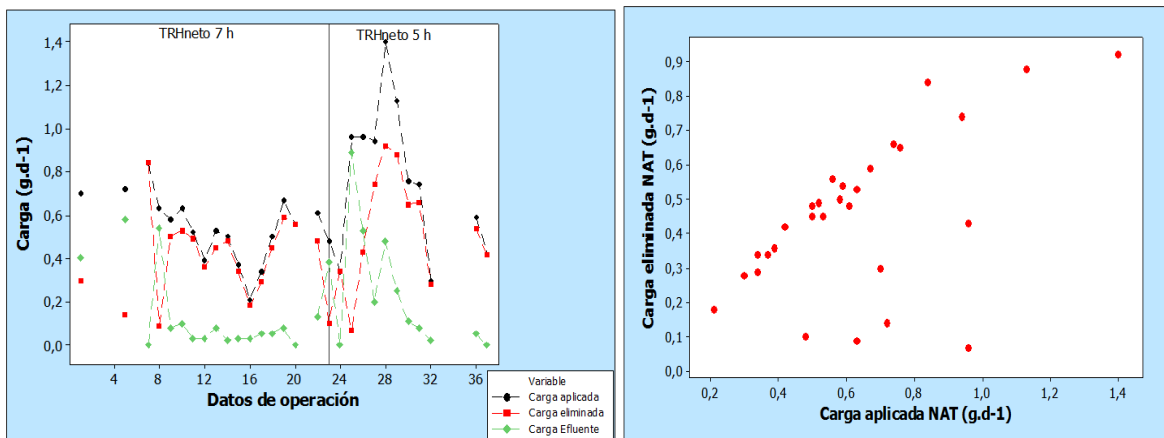


Figura 5.24. Comportamiento en el tiempo de la carga aplicada y eliminada de NAT en el sistema NIT

5.4 Comparación de las dos condiciones operacionales

En la Tabla 5.6 se presenta un resumen general del desempeño del Sistema Nit para las dos condiciones operacionales evaluadas.

Tabla 5.6. Resumen del desempeño del sistema

| Variable | Condición operacional 1 | Condición operacional 2 |
|--|----------------------------|----------------------------|
| | TRH = 7 h | TRH = 5 h |
| DQO Efl Nit (mg.L ⁻¹) | 17±22 | 12±24 |
| SST Efl Nit (mg.L ⁻¹) | 15±4.7 | 19.44±11.82 |
| NAT Efl Nit (mg.L ⁻¹) | 3.4±10.4 | 4.4±8.1 |
| N-NO ₂ ⁻ Efl Nit (mg.L ⁻¹) | 0.07±2.13 | 6.43±3.38 |
| N-NO ₃ ⁻ Efl Nit (mg.L ⁻¹) | 12±9 | 14±8 |
| Reducción de DQO (%) | 74±14 | 42±29 |
| Reducción de NAT (%) | 86±27 | 82±30 |

La comparación de las dos condiciones operacionales se realizó a partir de un análisis de varianza (ANOVA), donde la hipótesis planteada (Hp1) correspondió a la existencia de una diferencia significativa en la reducción del contenido de NAT del Efl ExC operado bajo dos condiciones operacionales relacionadas con un TRH_{neto} de 7 y 5 horas.

La hipótesis alterna (Ha1), planteó la no existencia de una diferencia significativa en la reducción del contenido de NAT del Efl ExC operado bajo las dos condiciones operacionales, también se plantea una segunda hipótesis (Hp2) la cual corresponde a la existencia de una diferencia significativa en la concentración de N-NO₃⁻ formado en el sistema NIT y una segunda hipótesis alterna (Ha2), que hace referencia a la no existencia de una diferencia significativa en la concentración de N-NO₃⁻ formado en el sistema NIT.

La Tabla 5.7 muestra los resultados de la prueba estadística ANOVA, donde el método de comparación utilizado fue Tukey, el cual a partir del análisis de los promedios y la desviación estándar establece una misma letra para agrupar los datos que no presentan una diferencia significativa, lo cual permite inferir cual de las hipótesis es válida. En el Anexo 13, presentan los datos utilizados para la prueba ANOVA que se realizó usando el programa Minitab 16®.

Tabla 5.7. Resultados del análisis estadístico pruebas ANOVA-Tukey

| Prueba | Variable de respuesta | Promedio | Grupo |
|--------|--|----------|-------|
| ANOVA | N-NO ₃ (mg.L ⁻¹) 7h | 12.72 | A |
| | N-NO ₃ (mg.L ⁻¹) 5h | 14.77 | A |
| | % Reducción NAT 7h | 0.72 | A |
| | % Reducción NAT 5h | 0.70 | A |

Los resultados de la prueba ANOVA, permiten inferir que para el caso de la reducción del contenido de NAT y del N-NO₃⁻ formado en el sistema, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas, lo cual es acorde con el desempeño general del sistema, donde se evidencia que para las dos condiciones evaluadas se obtuvieron efluentes con baja concentración de NAT y valores similares en la concentración de N-NO₃⁻, mostrando una elevada asimilación del NAT del Efl ExC.

Teniendo en cuenta que los resultados de este estudio mostraron que bajo las condiciones operacionales evaluadas no existió una diferencia significativa en el desempeño del sistema, desde el punto de vista de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental, es un aporte realizar un análisis basado en las bondades que ofrece un sistema de lodos activados convencional configurado para favorecer el proceso de nitrificación. Por lo tanto, a

partir del análisis general del comportamiento del sistema NIT para cada TRH_{neto} evaluado en este estudio, se puede concluir que la condición operacional para un TRH_{neto} de 5 h, presentó una tendencia marcada a eliminar una mayor carga de NAT probablemente por presentar una mayor cantidad de biomasa y generar una calidad del efluente con bajas concentraciones de DQO y NAT menores a las logradas para la condición operacional de 7 h de TRH_{neto} , lo que implica que se pueda operar un sistema para tratar agua residual domestica con un menor TRH_{neto} , lo que se traduce en tratar un mayor caudal en un menor volumen de tratamiento y por ende con menores requerimientos de área.

Aunque el comportamiento del $N-NO_2^-$ para la condición operacional de TRH_{neto} de 5 h, mostró una acumulación dentro del sistema; se considera que este aspecto puede ser mejorado a partir de un mayor control operacional del proceso, lo cual no limitaría la operación del sistema con un TRH_{neto} de 5 h.

6. CONCLUSIONES

La evaluación del desempeño del sistema de estabilización por contacto, mostró la afinidad de los microorganismos por el agua residual afluente. En términos generales se obtuvieron eficiencias de reducción de DQO alrededor del 78% y de NAT del 38%. Estas eficiencias permiten inferir que el sistema de estabilización por contacto, además de llevar a cabo eficientemente el proceso de reducción de materia orgánica carbonácea, principio para el cual fue diseñado, permite reducir una fracción significativa del NAT, lo cual puede ser asociado, principalmente a la utilización del NAT, como fuente de nitrógeno para la síntesis metabólica y generación de nuevo material celular por parte de los microorganismos presentes en el sistema.

La calidad del efluente de estabilización por contacto en términos de DQO (73 mg.L^{-1}), NAT (22 mg.L^{-1}), Alcalinidad Total ($144 \pm 22 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$) y relación C/N ($3.08 \pm 1.35 \text{ mg DQO}.\text{(mg NAT)}^{-1}$), proporcionó las características necesarias para promover el crecimiento de los microorganismos autótrofos en el sistema NIT.

El desempeño del sistema convencional (Sistema Nit) para la reducción del NAT del efluente de estabilización por contacto, operado bajo 7 y 5 h de TRH_{neto} , mostró que además de presentarse eficiencias de reducción de NAT superiores al 80% (86 ± 27 para 7h de TRH_{neto} y 82 ± 30 % para 5h de TRH_{neto}), se obtuvieron eficiencias en la reducción de DQO alrededor del 74% y 42% respectivamente, mostrando que esta etapa del proceso, permite pulir la calidad del efluente final en términos de DQO, sin que se vea afectado el desempeño para la reducción del NAT.

Se lograron obtener altas eficiencias en la reducción de DQO y NAT en el Sistema Nit al ser operado con bajas concentraciones de SSVLM (825 mg.L^{-1} para un THR de 7 h y 1190 mg.L^{-1} para un TRH_{neto} de 5 h), lo cual es un aporte importante de este estudio, puesto que evidencia que el sistema puede garantizar eficiencias de reducción NAT superiores al 80%, con bajas concentraciones de SSVLM, lo que representa menores volúmenes de tratamiento debido a sus bajos requerimientos de biomasa; de igual manera esto puede indicar que si se garantiza un valor igual o mayor de SSVLM a la hora de operar un sistema de lodos activados convencional para favorecer el proceso de nitrificación probablemente se potencializará la reducción de materia orgánica y material nitrogenado.

El desempeño del Sistema NIT durante las dos condiciones operacionales evaluadas (7 y 5 h de TRH_{neto}), permitió obtener una calidad del efluente muy similar, lo cual mostró que en el rango operacional evaluado es posible garantizar una reducción significativa del NAT afluente al sistema. En ambas condiciones operacionales se obtuvieron eficiencias de reducción de NAT superiores al 80%, relacionadas con concentraciones de NAT de 3.4 mg.L^{-1} para TRH_{neto} de 7h y 4.4 mg.L^{-1} para TRH_{neto} de 5h.

Teniendo en cuenta que el desempeño del sistema operado con 7 y 5 h de TRH_{neto} , no presentó diferencias significativas en términos de reducción de NAT, se consideró como la condición operacional recomendada el TRH_{neto} de 5 h, ya que con este TRH_{neto} se tendió a eliminar una mayor carga de NAT y generar una calidad del efluente con concentraciones tanto de DQO como NAT menores a las logradas por la condición operacional de 7 h de TRH_{neto} , además lograr operar un sistema para tratar agua residual domestica a un menor TRH_{neto} se traduce en tratar un mayor caudal en un menor volumen de tratamiento y por ende en requerimiento menores de área. Para garantizar el desempeño obtenido, es necesario garantizar SSVLM de $1190 \pm 476 \text{ mg.L}^{-1}$, TRC de $5.48 \pm 1.26 \text{ d}$, COV de $0.21 \pm 0.10 \text{ kgDQO}_5 \text{ (m}^3.\text{d)}^{-1}$, A/M de $0.20 \pm 0.23 \text{ kgDQO}.\text{(kgSSV.d)}^{-1}$, Temperatura de $25 \pm 0.3 \text{ }^\circ\text{C}$ y OD de $4.80 \pm 0.50 \text{ mg.L}^{-1}$.

7. BIBLIOGRAFIA

ALEXANDER, W. V., EKAMA, G. A. MARAIS y G.V.R. 1980. The activated sludge process part 2. Application of the general kinetic model to the contact stabilization process. *Water Research*. Res. 10, 1737-1747.

AL-MUTAIRI, N. Z., HAMODA, M. F. y AL-GHUSAIN, I. A.2003. Performance-based characterization of a contact stabilization process for slaughterhouse wastewater. *Journal of environmental science and health. Part A - Toxic/Hazardous substances & Environmental engineering*, A38, 2287-2300.

AL-SA'ED, R. y O. ZIMMO.2004. Process performance evaluation of the contact stabilization system at Birzeit University. *International Journal of Environment and Pollution*21(5): 511-518.

ANH, YH. 2006. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review.*Journal Process Biochemistry* 41, 1709-1721.

BARKER, P. y DOLD P.1995. COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems. Department of Civil Engineering, McMaster University. Volume 29, Issue 2, 633-643.

BERNET, N. y SPÉRANDIO, M. 2009. Principles of nitrifying processes. Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution. New York: IWA publishing.

BERTOLA, N, RUIZ. F y CONTRERAS. E. 2004. Efecto de las condiciones ambientales sobre la velocidad de respiración de microorganismos nitrificantes. *Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos (CIDCA) - CONICET – Facultad de ciencias Exactas - UNLP*. 47 y 116 (1900) La Plata, Argentina.

CERVANTES, .F, PEREZ, .J y GOMEZ, .J.2000. Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42,73-82

CAMARGO, J.A. y ALONSO, A .2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Asociación española de ecología terrestre (AEET)*. Madrid.

CAMPOS, J.I, GARRIDO.J.M, MENDEZ.R y LEMA., J.M.1997. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. *Journal Bioresource Technology* 68, 141-148

CONTRERAS,E. 2001.Análisis de las variables que afectan el desarrollo de microorganismos filamentosos en sistemas de barros activados para el tratamiento de efluentes de la industria alimenticia. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata. Argentina.

EKAMA, G. 2010. The role and control of sludge age in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water Science & Technology*. Water Research Group, Department of Civil Engineering, University of Cape Town. South Africa

ESPIGARES, M. y PÉREZ, J. 2003. Aguas residuales: composición. CIDTA. Universidad de Salamanca. Salamanca.

FERRARA, G. y RAMIREZ, A. 2010. Influencia de la relación c:n en la remoción de nitrógeno usando un sistema combinado de reactores por carga secuencial: *Revista de la Facultad de Ingeniería U.C.V.*, 25, 41-51.
GERARDI, M. 2002. *Wastewater microbiology: Nitrification and Denitrification in the Activated sludge process.* John Wiley & Sons, Inc., Publication. Canada.

GRICH, E. R. 1961. Operating Experience with Activated Sludge Reaeration. Water Environment Federation. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 856-863.

GUJER, W. y JENKIS, D. 1975. A Nitrification model for the contact stabilization activated sludge process. *Journal Water Research*. Vol 9. California 94804 U.S.A.

HARRISON, J. 2003. El Ciclo del Nitrógeno: De Microbios y de Hombres. *Visionlearning* Vol. EAS-2 (4s). Disponible en: http://www.visionlearning.com/library/module_viewer.php?mid=98&l=s. Visitado: 28 de noviembre de 2011. Hora: 4:18 PM.

JIMENEZ, D. DE LORA, F. y SETTE, R. 1991. *Introduction to wastewater treatment processes.* Barcelona. REVERTE S. A.

JORDÃO, EDUARDO PACHECO y ARRUDA, PESSOÃ CONSTANTINO. 2005. *Tratamento de esgotos domesticos.* 4 edición. Segrac. Brasil.

KHARARJIAN, H. y SHERRAR, D. J. 1978. Contact Stabilization Treatment of a Colloidal Organic Wastewater. Memphis. Water Environment Federation. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 645-652.

KUTTY, S., ISA, M. y LEONG, L. C. 2011. Removal of Ammonia-Nitrogen (NH₃-N) and Nitrate by Modified Conventional Activated-Sludge System to Meet New D.O.E Regulations. *International Conference on Environment and Industrial Innovation*. 12, 103-107.

LOAIZA, N., MARTÍNEZ, G. L., CARLÍN, G. y ESQUIVEL, R. 2011. Nitrificación con bajo tiempo de retención de sólidos y bajo índice energético. *Aqua-LAC*, 3, 37 - 44.

MADIGAN, M. MARTINKO, J. y PARKER, J. 2003. *Brock: Biología de los microorganismos.* Pearson. Prentice Hall.
MAVDT. 2004. *Plan nacional de manejo de aguas residuales municipales en Colombia.* Versión final.

METCALF Y EDDY (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse.* McGraw-Hill. New York

OLIVEIRA, S. C. Y VON SPERLING, M. (2005). Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1-análise de desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 10 - 4 - out/dez 2005, 347-357.

OROZCO, A. 2005. *Bioingeniería de las aguas residuales.* Asociación colombiana de ingeniería sanitaria y ambiental. Medellín.

OROZCO, J. A. y SALAZAR, A.A.1985.Tratamiento biológico de las aguas residuales.Universidad de Antioquia.Facultad de ingeniería.Colombia.

PAZ, N. 2009. Constantes cinéticas de un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto para el tratamiento del efluente clarificado de la PTAR Cañaveralejo Cali. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Sanitario, Área académica de ingeniería sanitaria. Universidad del valle, Santiago de Cali.

PÉREZ, M.L. 2002. Remoción de fosforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR). Universidad de Carabobo, Venezuela. Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-106.pdf>.

PRESCOTT.L.HARLEY.J Y KLEIN.D.1999.Microbiología. 4ª Edicion.McGraw-Hill.Interamericana.

RAMALHO, R.1991. Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté S.A. Barcelona.

RODAS, P. A. y BRAND, T. M., 2011. Evaluación de un sistema de lodos activados a escala piloto bajo la modalidad estabilización por contacto sin clarificación primaria. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Sanitario, Área académica de ingeniería sanitaria. Universidad del valle, Santiago de Cali.

RODRIGUEZ K. y RODRIGUEZ V. A., 2008. Evaluación de la tecnología de lodos activados de estabilización por contacto para el tratamiento de aguas residuales domesticas. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Sanitario, Área académica de ingeniería sanitaria. Universidad del valle, Santiago de Cali.

ROSSO, D. y STENSTROM, M. 2005. Comparative economic analysis of the impacts of mean cell retention time and denitrification on aeration systems. *Water Research*, 39, 3773-3780.

SANABRIA J., BEDOYA L., SANCHEZ J. 2009. Proceso anammox una aplicación en ingeniería: revisión general de los aspectos microbianos. Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, núm. 8, pág. 83-92. Cali –Colombia.

SARIOĞLU, D. ORHON, E. GÖRGÜN Y N. ARTAN. 2003. Design procedure for carbon removal in contact stabilization activated sludge process. *Water Science and Technology* Volumen 48, Turquia.

SHAMMAS. N. K,LIU y WANG.L.K. 2009.Selection and Design of Nitrogen Removal Processes. Handbook of Environmental Engineering, Volume 9: Advanced Biological Treatment Processes Humana Press, New York.

SHAMMAS, N. K., LIU, Y. y WANG, L. K. 2009. Principles and kinetics of biological processes. *Advanced Biological Treatment Processes*. Springer

THE WATER PLANET COMPANY.2010. Nitrogen Forms. New London. Disponible en: <http://www.thewaterplanetcompany.com/docs/10pdf/Nitrogen%20Forms.pdf>. Visitado: 12 de noviembre de 2011.Hora: 3:45 PM.

TORRES, A. F. y LOPEZ, J. S. 2010. Análisis exploratorio de la transformación del nitrógeno en un sistema a escala de laboratorio de lodos activados bajo la modalidad de estabilización por contacto. Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Sanitario, Área académica de ingeniería sanitaria. Universidad del valle, Santiago de Cali.

VAN HAANDEL, V.A y MARAIS, G. 1999. O Comportamento do sistemas de lodo ativado. Teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande. Epgraf. Brasil

VAN HAANDEL, A. y VAN DER LUBBE, J. 2007. *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*, Webshop Wastewater Handbook.

VÁSQUEZ .S. N. 2009. Evaluación a escala piloto del sistema de lodos activados en las modalidades de estabilización por contacto y convencional como alternativa de tratamiento secundario para el agua residual doméstica de la ciudad de Cali. Trabajo de grado para optar por el título de Maestría en ingeniería sanitaria, Área académica de ingeniería sanitaria. Universidad del valle, Santiago de Cali.

VÁSQUEZ. S. N., RODRÍGUEZ .J y TORRES. L.P. 2010. Comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Afinidad* LXVII, 548, 283-288.

VON SPERLING, M. 1996. Principios básicos do tratamento de esgostos. De Engenharia Sanitaria e Ambiental (DESA). Universidade Federal de Minais Gerais. Belo Horizonte. Brasil.

WANG S., ZHANG S., PENG C. y AKIO T. 2008. Intercross real-time control strategy in alternating activated sludge process for short-cut biological nitrogen removal treating domestic wastewater. *Journal of Environmental Sciences* 957-963. China

WILÉN, B. y BALMÉR.P. 1998. Short term effects of dissolved oxygen concentration on the turbidity of the supernatant of activated sludge. *Water Science and Technology*, 38, 25-33.

WINKLER, M. 2000. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Editorial LIMUSA S.A. México.

ZHAO H., ISAACS S., SOEBERG H. y KÜMMEL M. 1995. An analysis of nitrogen removal and control strategies in an alternating activated sludge process. *Water Research*, Department of Chemical Engineering, Technical University of Denmark Volume 28, Issue 3, 535-542.

ZORNOZA, A., AVENDAÑO, L., ALONSO, J., SERRANO, S., AMOROS, I., BERNACER, I y MARTINEZ, J. 2011. Análisis de las correlaciones entre diversos parámetros operacionales y físico-químicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activos: Asociación Científica Grupo Bioindicación de Sevilla (GBS).

8. ANEXOS

ANEXO 1. DATOS DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL SINTETICA AFLUENTE AL SISTEMA ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN EL TANQUE DE AIREACIÓN - TRH _{neto} (h) | | pH (unidad) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | |
| 23 de marzo de 2011 | 55.0 | 1.1 | 7.0 | 5.47 | | 83 | 352 | |
| 24 de marzo de 2011 | 56.0 | 1.1 | 7.0 | 5.72 | | 129 | 374 | |
| 25 de marzo de 2011 | 57.0 | 1.1 | 7.0 | 7.27 | 216 | 218 | 412 | |
| 1 de abril de 2011 | 64.0 | 1.1 | 7.0 | 6.62 | 95 | 198 | 415 | 26 |
| 2 de abril de 2011 | 65.0 | 1.1 | 7.0 | 6.14 | 129 | 156 | 415 | 46 |
| 3 de abril de 2011 | 66.0 | 1.1 | 7.0 | 6.57 | 82 | 185 | 448 | 44 |
| 4 de abril de 2011 | 67.0 | 1.1 | 7.0 | | | | 374 | 39 |
| 6 de abril de 2011 | 69.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | 32 |
| 12 de abril de 2011 | 75.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 13 de abril de 2011 | 76.0 | 1.1 | 7.0 | 5.47 | | 86 | 109 | 36 |
| 14 de abril de 2011 | 77.0 | 1.1 | 7.0 | | | 55 | 341 | 34 |
| 18 de abril de 2011 | 81.0 | 1.1 | 7.0 | 5.95 | 97 | 145 | 365 | 34 |
| 19 de abril de 2011 | 82.0 | 1.1 | 7.0 | 6.25 | 73 | 173 | 142 | 44 |
| 21 de abril de 2011 | 84.0 | 1.1 | 7.0 | 5.28 | | 88 | | 42 |
| 22 de abril de 2011 | 85.0 | 1.1 | 7.0 | 5.35 | | 83 | | 34 |
| 23 de abril de 2011 | 86.0 | 1.1 | 7.0 | 5.41 | | 81 | | 30 |
| 5 de mayo de 2011 | 98.0 | 1.1 | 7.0 | 5.24 | | 64 | 291 | 31 |
| 6 de mayo de 2011 | 99.0 | 1.1 | 7.0 | 5.41 | | 79 | 470 | 31 |
| 7 de mayo de 2011 | 100.0 | 1.1 | 7.0 | 5.63 | | 100 | 244 | 33 |
| 8 de mayo de 2011 | 101.0 | 1.1 | 7.0 | 5.86 | 14 | 107 | 230 | 33 |
| 9 de mayo de 2011 | 102.0 | 1.1 | 7.0 | 7.49 | 144 | 242 | 194 | |
| 12 de mayo de 2011 | 105.0 | 1.1 | 7.0 | 5.83 | 14 | 125 | | 34 |
| 29 de mayo de 2011 | 122.0 | 1.1 | 5.0 | 7.24 | 114 | 200 | 73 | 37 |
| 30 de mayo de 2011 | 123.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 376 | 43 |
| 31 de mayo de 2011 | 124.0 | 1.1 | 5.0 | 7.41 | 91 | 160 | 390 | 40 |
| 1 de junio de 2011 | 125.0 | 1.1 | 5.0 | 6.71 | 117 | 231 | 537 | 39 |

| Fecha | Día de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN EL TANQUE DE AIREACIÓN - TRH _{neto} (h) | | pH (unidad) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | |
| 2 de junio de 2011 | 126.0 | 1.1 | 5.0 | 7.30 | 129 | 209 | 432 | 40 |
| 4 de junio de 2011 | 128.0 | 1.1 | 5.0 | 7.59 | 131 | 205 | 474 | 51 |
| 5 de junio de 2011 | 129.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | |
| 20 de junio de 2011 | 144.0 | 1.1 | 5.0 | 7.55 | | 235 | 379 | 37 |
| 22 de junio de 2011 | 146.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 385 | 36 |
| 23 de junio de 2011 | 147.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 471 | 71 |
| 24 de junio de 2011 | 148.0 | 1.1 | 5.0 | 7.40 | | 140 | | |
| 25 de junio de 2011 | 149.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | |
| 29 de junio de 2011 | 153.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 343 | 41 |
| 1 de julio de 2011 | 155.0 | 1.1 | 5.0 | 7.35 | 123 | 197 | 313 | 35 |
| 2 de julio de 2011 | 156.0 | 1.1 | 5.0 | 6.83 | 99 | 191 | 292 | 36 |
| Mínimo | | | | 5.24 | 14 | 54 | 72 | 25 |
| Mediana | | | | 6.25 | 106 | 150 | 373 | 36 |
| Promedio | | | | 5.24-7.59* | 104 | 148 | 344 | 38 |
| Máximo | | | | 7.59 | 216 | 242 | 536 | 71 |
| σ | | | | 0.85 | 48 | 58 | 113 | 8 |
| No. Datos | | | | 27 | 16 | 28 | 28 | 29 |

* Rango de pH

ANEXO 2. DATOS DE LAS VARIABLES OPERACIONALES DEL SISTEMA ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO

| Fecha | Día de operación | TRH _{neto} (h) | | TRC (d) | Factor α | COV (kg.(m ³ .d) ⁻¹) | Relación A/M kgDBO ₅ .(kgSSV.d) ⁻¹ | RC1 | | RE | | Recirculación EXC | | OD | |
|--------------------|------------------|--|--|---------|----------|---|--|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|-------------|------|------|
| | | Sistema de estabilización por contacto | Sistema de estabilización por contacto | | | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | RC (mg.L-1) | RE (mg.L-1) | | |
| 14 de marzo 2011 | 46 | 1.1 | 7.0 | 3.30 | 0.20 | 3.4 | 1.47 | 1520 | 1460 | 2860 | 2690 | 3840 | 3160 | 4.7 | 4.75 |
| 15 de marzo 2011 | 47 | 1.1 | 7.0 | 3.53 | 0.16 | 2.6 | 1.45 | 1520 | 912 | 3674 | 2204 | 3840 | 3160 | | |
| 16 de marzo 2011 | 48 | 1.1 | 7.0 | 2.68 | 0.13 | 1.4 | 0.91 | 1030 | 618 | 3216 | 1929.6 | 2138 | 1750 | 4.58 | 4.38 |
| 17 de marzo 2011 | 49 | 1.1 | 7.0 | 3.54 | 0.26 | 5.8 | 2.34 | 2860 | 2002 | 2860 | 2690 | 2820 | 2360 | | |
| 23 de marzo 2011 | 55 | 1.1 | 7.0 | | | 2.4 | | | | | | | | 4.68 | 4.57 |
| 29 de marzo 2011 | 61 | 1.1 | 7.0 | 7.08 | 0.32 | 2.2 | 1.60 | 1520 | 1380 | 1530 | 1370 | | | | |
| 30 de marzo 2011 | 62 | 1.1 | 7.0 | 7.04 | 0.32 | | | 1530 | 1370 | 1845 | 1384 | | | | |
| 1 de abril de 2011 | 64 | 1.1 | 7.0 | 5.96 | 0.19 | 2.9 | 2.48 | 700 | 700 | 1480 | 1370 | | | | |

| Fecha | Día de operación | TRH _{neto} (h) | | TRC (d) | Factor α | COV (kg.(m ³ .d) ⁻¹) | Relación A/M kgDBO ₅ .(kgSSV.d) ⁻¹ | RC1 | | RE | | Recirculación EXC | | OD | |
|--------------------|------------------|--|--|---------|-----------------|---|--|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|-------------|------|------|
| | | Sistema de estabilización por contacto | Sistema de estabilización por contacto | | | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | RC (mg.L-1) | RE (mg.L-1) | | |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 1.1 | 7.0 | 6.28 | 0.23 | 2.9 | 1.95 | 1420 | 1080 | 2000 | 1652 | 1900 | 1500 | | |
| 3 de abril de 2011 | 66 | 1.1 | 7.0 | | | 3.1 | | | | | | | | 4.51 | 4.56 |
| 13 de abril 2011 | 76 | 1.1 | 7.0 | 6.42 | 0.25 | 0.7 | 0.40 | 1874 | 1464 | 2482 | 2044 | | | 4.32 | 4.82 |
| 14 de abril 2011 | 77 | 1.1 | 7.0 | 6.16 | 0.22 | 2.4 | 1.42 | 1500 | 1140 | 2314 | 1900 | | | | |
| 18 de abril 2011 | 81 | 1.1 | 7.0 | 4.97 | 0.30 | 2.5 | 0.98 | 3000 | 2420 | 3260 | 2660 | | | 4.77 | 4.85 |
| 19 de abril 2011 | 82 | 1.1 | 7.0 | | | 1.0 | | | | | | | | | |
| 21 de abril 2011 | 84 | 1.1 | 7.0 | 6.00 | 0.20 | 7.3 | 3.35 | 1410 | 1360 | 2690 | 2570 | 1120 | 896 | | |
| 22 de abril 2011 | 85 | 1.1 | 7.0 | 4.14 | 0.22 | 5.3 | 2.46 | 1570 | 1500 | 2550 | 2470 | 2472 | 1876 | | |
| 1 de mayo de 2011 | 94 | 1.1 | 7.0 | 4.04 | 0.17 | 3.6 | 1.25 | 1540 | 1540 | 3680 | 3530 | 3200 | 2675 | | |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 1.1 | 7.0 | 3.17 | 0.23 | 2.0 | 0.96 | 1550 | 1490 | 2510 | 2370 | 2700 | 1700 | | |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 1.1 | 7.0 | 3.12 | 0.26 | 3.2 | 1.42 | 2670 | 1869 | 2710 | 2490 | 2420 | 1660 | | |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 1.1 | 7.0 | | | 1.7 | | | | | | | | 4.6 | 4.64 |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 1.1 | 7.0 | 3.82 | 0.27 | 1.6 | 0.97 | 1774 | 1396 | 2160 | 1740 | 1620 | 1320 | | |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | 1.1 | 7.0 | | | 1.3 | | | | | | | | | |
| 29 de mayo 2011 | 122 | 1.1 | 7.0 | 3.95 | 0.27 | 2.0 | 0.89 | 2040 | 1960 | 2440 | 2440 | 4380 | 3820 | | |
| 30 de mayo 2011 | 123 | 1.1 | 7.0 | 3.19 | 0.26 | | | 1220 | 1180 | 1600 | 1590 | | | | |
| 31 de mayo 2011 | 124 | 1.1 | 7.0 | | | 2.7 | | | | | | | | | |
| 1 de junio de 2011 | 125 | 1.1 | 7.0 | 4.40 | 0.22 | 3.8 | 1.57 | 1680 | 1680 | 2780 | 2750 | 2840 | 2260 | | |
| 2 de junio de 2011 | 126 | 1.1 | 7.0 | 5.93 | 0.19 | 3.0 | 1.40 | 1270 | 1260 | 2545 | 2545 | 3510 | 3510 | | |
| 4 de junio de 2011 | 128 | 1.1 | 7.0 | 3.62 | 0.12 | 3.3 | 1.56 | 860 | 790 | 3620 | 2715 | 2720 | 2380 | | |
| 20 de junio 2011 | 144 | 1.1 | 7.0 | | | 2.6 | | | | | | | | 4.41 | 4.75 |
| 1 de julio de 2011 | 155 | 1.1 | 7.0 | 4.94 | 0.21 | 2.2 | 1.03 | 1480 | 1400 | 2510 | 2420 | | | 4.74 | 4.78 |
| 2 de julio de 2011 | 156 | 1.1 | 7.0 | 6.12 | 0.23 | 2.0 | 0.95 | 1570 | 1570 | 2510 | 2390 | 4020 | 3870 | 4.76 | 4.81 |
| Mínimo | | | | 2.68 | 0.12 | 0.75 | 0.40 | 700 | 618 | 1480 | 1370 | 1120 | 896 | 4.32 | 4.38 |
| Mediana | | | | 4.27 | 0.22 | 2.60 | 1.42 | 1525 | 1398 | 2528 | 2405 | 2770 | 2310 | 4.6 | 4.75 |
| Promedio | | | | 4.73 | 0.23 | 2.79 | 1.49 | 1629 | 1398 | 2576 | 2246 | 2846 | 2369 | 4.61 | 4.69 |
| Máximo | | | | 7.08 | 0.32 | 7.33 | 3.35 | 3000 | 2420 | 3680 | 3530 | 4380 | 3870 | 4.77 | 4.85 |
| σ | | | | 1.40 | 0.05 | 1.41 | 0.68 | 553 | 419 | 626 | 538 | 913 | 917 | 0.15 | 0.15 |
| No. Datos | | | | 24 | 24 | 29 | 22 | 24 | 24 | 24 | 24 | 16 | 16 | 10 | 10 |

ANEXO 3. DATOS DE CALIDAD DEL EFLUENTE DEL SISTEMA ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN EL TANQUE DE AIREACIÓN - TRH _{neto} (h) | | pH (unidad) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) | N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|--|--|-----------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | | | | |
| 23 de marzo de 2011 | 55.0 | 1.1 | 7.0 | 6.55 | 64 | 137 | 122 | | 0,00 | 29 | 5,00 |
| 24 de marzo de 2011 | 56.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | | | | |
| 25 de marzo de 2011 | 57.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | | | | |
| 1 de abril de 2011 | 64.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | | | | |
| 2 de abril de 2011 | 65.0 | 1.1 | 7.0 | 7.22 | 166 | 178 | 95 | | 0,00 | 30 | |
| 3 de abril de 2011 | 66.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | | | | |
| 4 de abril de 2011 | 67.0 | 1.1 | 7.0 | | | | 94 | | 0,00 | 35 | 24,00 |
| 6 de abril de 2011 | 69.0 | 1.1 | 7.0 | | | | 103 | | 0,00 | 26 | 34,00 |
| 12 de abril de 2011 | 75.0 | 1.1 | 7.0 | 6.40 | 71 | 151 | 38 | | 0,00 | 24 | 45,00 |
| 13 de abril de 2011 | 76.0 | 1.1 | 7.0 | 6.53 | 111 | 140 | 76 | | | 26 | |
| 14 de abril de 2011 | 77.0 | 1.1 | 7.0 | 6.76 | 72 | 145 | 87 | | 0,00 | 22 | |
| 18 de abril de 2011 | 81.0 | 1.1 | 7.0 | 7.17 | 165 | 175 | 31 | 0,14 | 1,37 | 16 | 21,11 |
| 19 de abril de 2011 | 82.0 | 1.1 | 7.0 | 6.83 | 83 | 144 | 84 | | | 22 | |
| 21 de abril de 2011 | 84.0 | 1.1 | 7.0 | 6.35 | 70 | 116 | 66 | | | 21 | |
| 22 de abril de 2011 | 85.0 | 1.1 | 7.0 | 7.00 | 73 | 118 | 40 | 0,18 | 0,00 | 15 | 25,56 |
| 23 de abril de 2011 | 86.0 | 1.1 | 7.0 | 7.28 | 84 | 119 | | 0,05 | 0,00 | 9 | 8,00 |
| 5 de mayo de 2011 | 98.0 | 1.1 | 7.0 | 6.66 | 50 | 108 | 76 | 0,03 | 0,00 | 14 | 47,78 |
| 6 de mayo de 2011 | 99.0 | 1.1 | 7.0 | 6.66 | 59 | 125 | 92 | 0,03 | 0,00 | 21 | |
| 7 de mayo de 2011 | 100.0 | 1.1 | 7.0 | 6.49 | 58 | 138 | 65 | 0,00 | 0,00 | 28 | |
| 8 de mayo de 2011 | 101.0 | 1.1 | 7.0 | 6.92 | 76 | 160 | 53 | 0,03 | 0,00 | 24 | 26,67 |
| 9 de mayo de 2011 | 102.0 | 1.1 | 7.0 | | | | | | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105.0 | 1.1 | 7.0 | 7.05 | 94 | 156 | 76 | 0,05 | 0,00 | 25 | |
| 29 de mayo de 2011 | 122.0 | 1.1 | 5.0 | 6.68 | 69 | 127 | 79 | 0,04 | 0,00 | 20 | 34,44 |
| 30 de mayo de 2011 | 123.0 | 1.1 | 5.0 | 6.57 | 59 | 125 | 70 | 0,10 | 0,00 | 10 | 34,44 |
| 31 de mayo de 2011 | 124.0 | 1.1 | 5.0 | 6.71 | 61 | 105 | 87 | 0,08 | 0,00 | 27 | 38,89 |
| 1 de junio de 2011 | 125.0 | 1.1 | 5.0 | 6.93 | 97 | 181 | 45 | 0,06 | 0,00 | 27 | 23,33 |
| 2 de junio de 2011 | 126.0 | 1.1 | 5.0 | 6.81 | 89 | 152 | 41 | 0,17 | 0,00 | 27 | |
| 4 de junio de 2011 | 128.0 | 1.1 | 5.0 | 6.68 | 83 | 145 | | 0,04 | 0,00 | 40 | 28,89 |

| Fecha | Día de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN EL TANQUE DE AIREACIÓN - TRH _{neto} (h) | | pH (unidad) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) | N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|--|--|-----------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | | | | |
| 5 de junio de 2011 | 129.0 | 1.1 | 5.0 | 6.79 | 81 | 146 | | 0,07 | 0,00 | 32 | 24,44 |
| 20 de junio de 2011 | 144.0 | 1.1 | 5.0 | 6.64 | 86 | 154 | 33 | 0,07 | 0,00 | 22 | 20,00 |
| 22 de junio de 2011 | 146.0 | 1.1 | 5.0 | 6.59 | 74 | 149 | | 0,02 | 0,00 | 21 | 24,00 |
| 23 de junio de 2011 | 147.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 33 | 0,24 | 0,00 | 9 | 0,00 |
| 24 de junio de 2011 | 148.0 | 1.1 | 5.0 | 7.48 | 67 | 89 | | | | | |
| 25 de junio de 2011 | 149.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | | | | |
| 29 de junio de 2011 | 153.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | | | | |
| 1 de julio de 2011 | 155.0 | 1.5 | 5.0 | 7.10 | 85 | 129 | 44 | 0,99 | 0,00 | 17 | 12,00 |
| 2 de julio de 2011 | 156.0 | 1.1 | 5.0 | 7.06 | 91 | 157 | | | 0,00 | 12 | 1,43 |
| Mínimo | | | | 6.35 | 49.78 | 89.12 | 31.00 | 0,00 | 0,00 | 8,61 | 0,00 |
| Mediana | | | | 6.76 | 76.13 | 144.39 | 72.75 | 0,06 | 0,00 | 21,98 | 24,22 |
| Promedio | | | | 6.81 | 82.94 | 139.57 | 67.90 | 0,13 | 0,05 | 22,44 | 23,95 |
| Máximo | | | | 7.48 | 166.44 | 181.30 | 122.44 | 0,99 | 1,37 | 40,02 | 47,78 |
| σ | | | | 0.28 | 27.50 | 22.33 | 25.57 | 0,22 | 0,27 | 7,70 | 13,48 |
| No. Datos | | | | 27 | 27 | 27 | 24 | 19 | 26 | 29 | 20 |



ANEXO 4. COMPORTAMIENTO DE LAS CARGAS EN EL SISTEMA EXC

| Fecha | Dia de operación | DDO(g.d ⁻¹) | | NAT (g.d ⁻¹) | |
|---------------------|------------------|-------------------------|----------------|--------------------------|----------------|
| | | Cargas Afl ExC | Cargas Efl ExC | Cargas Afl ExC | Cargas Efl ExC |
| 23 de marzo de 2011 | 55 | 54.85 | 19.10 | | 4.54 |
| 24 de marzo de 2011 | 56 | 58.3 | | | |
| 25 de marzo de 2011 | 57 | 64.33 | | | |
| 1 de abril de 2011 | 64 | 64.76 | | 4.04 | |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 64.76 | 14.82 | 7.16 | 4.7 |
| 3 de abril de 2011 | 66 | 69.93 | | 6.91 | |
| 4 de abril de 2011 | 67 | 58.3 | 14.66 | 6.08 | 5.43 |
| 6 de abril de 2011 | 69 | | 16.09 | 4.97 | 4.09 |
| 12 de abril de 2011 | 75 | | 5.93 | | 3.76 |
| 13 de abril de 2011 | 76 | 16.95 | 11.86 | 5.64 | 4.07 |
| 14 de abril de 2011 | 77 | 53.13 | 13.50 | 5.28 | 3.36 |
| 18 de abril de 2011 | 81 | 57 | 4.84 | 5.23 | 2.55 |
| 19 de abril de 2011 | 82 | 22.12 | 13.10 | 6.91 | 3.43 |
| 21 de abril de 2011 | 84 | | 10.30 | 6.55 | 3.24 |
| 22 de abril de 2011 | 85 | | 6.18 | 5.34 | 2.41 |
| 23 de abril de 2011 | 86 | | | 4.76 | 1.36 |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 45.37 | 11.78 | 4.79 | 2.19 |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 73.37 | 14.36 | 4.81 | 3.25 |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 38.05 | 10.14 | 5.07 | 4.36 |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 35.9 | 8.33 | 5.22 | 3.67 |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | 30.3 | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105 | | 11.86 | 5.36 | 3.94 |
| 29 de mayo de 2011 | 122 | 11.35 | 12.32 | 5.72 | 3.13 |
| 30 de mayo de 2011 | 123 | 58.59 | 10.92 | 6.7 | 1.49 |
| 31 de mayo de 2011 | 124 | 60.91 | 13.57 | 6.16 | 4.28 |
| 1 de junio de 2011 | 125 | 83.71 | 7.04 | 6.05 | 4.28 |
| 2 de junio de 2011 | 126 | 67.4 | 6.40 | 6.22 | 4.2 |
| 4 de junio de 2011 | 128 | 73.9 | | 8.01 | 6.24 |

| Fecha | Dia de operación | DDO(g.d ⁻¹) | | NAT (g.d ⁻¹) | |
|---------------------|------------------|-------------------------|--------|--------------------------|--------|
| | | Cargas | Cargas | Cargas | Cargas |
| 5 de junio de 2011 | 129 | | | | 5.06 |
| 20 de junio de 2011 | 144 | 59.06 | 5.13 | 5.7 | 3.39 |
| 22 de junio de 2011 | 146 | 59.98 | | 5.69 | 3.28 |
| 23 de junio de 2011 | 147 | 73.43 | 5.13 | 11.09 | 1.34 |
| 24 de junio de 2011 | 148 | | | | |
| 25 de junio de 2011 | 149 | | | | |
| 29 de junio de 2011 | 153 | 53.49 | | 6.32 | |
| 1 de julio de 2011 | 155 | 48.85 | 6.87 | 5.39 | 2.63 |
| 2 de julio de 2011 | 156 | 45.61 | 2.08 | 5.63 | 1.87 |
| Mínimo | | 11.35 | 2.08 | 4.04 | 1.34 |
| Mediana | | 58.3 | 14.79 | 5.69 | 3.43 |
| Promedio | | 53.7 | 21.33 | 5.96 | 3.5 |
| Máximo | | 83.71 | 69.49 | 11.09 | 6.24 |
| σ | | 17.75 | 17.57 | 1.3 | 1.2 |
| No. Datos | | 28 | 25 | 29 | 29 |

ANEXO 5. DATOS DE LA CALIDAD DEL AFLUENTE AL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 7h

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO - TRH _{neto} (h) | | pH (unid) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | |
| 23 de marzo de 2011 | 55 | 1.1 | 7.0 | 6.55 | 64 | 137 | 122 | 29 |
| 24 de marzo de 2011 | 56 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 25 de marzo de 2011 | 57 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 1 de abril de 2011 | 64 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 1.1 | 7.0 | 7.22 | 166 | 178 | 95 | 30 |
| 3 de abril de 2011 | 66 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 4 de abril de 2011 | 67 | 1.1 | 7.0 | | | | 94 | 35 |
| 6 de abril de 2011 | 69 | 1.1 | 7.0 | | | | 103 | 26 |
| 12 de abril de 2011 | 75 | 1.1 | 7.0 | 6.40 | 71 | 151 | 38 | 24 |
| 13 de abril de 2011 | 76 | 1.1 | 7.0 | 6.53 | 111 | 140 | 76 | 26 |
| 14 de abril de 2011 | 77 | 1.1 | 7.0 | 6.76 | 72 | 145 | 87 | 22 |
| 18 de abril de 2011 | 81 | 1.1 | 7.0 | 7.17 | 165 | 175 | 31 | 16 |
| 19 de abril de 2011 | 82 | 1.1 | 7.0 | 6.83 | 83 | 144 | 84 | 22 |
| 21 de abril de 2011 | 84 | 1.1 | 7.0 | 6.35 | 70 | 116 | 66 | 21 |
| 22 de abril de 2011 | 85 | 1.1 | 7.0 | 7.00 | 73 | 118 | 40 | 15 |
| 23 de abril de 2011 | 86 | 1.1 | 7.0 | 7.28 | 84 | 119 | | 9 |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 1.1 | 7.0 | 6.66 | 50 | 108 | 76 | 14 |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 1.1 | 7.0 | 6.66 | 59 | 125 | 92 | 21 |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 1.1 | 7.0 | 6.49 | 58 | 138 | 65 | 28 |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 1.1 | 7.0 | 6.92 | 76 | 160 | 53 | 24 |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | 1.1 | 7.0 | | | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105 | 1.1 | 7.0 | 7.05 | 94 | 156 | 76 | 25 |
| Mínimo | | | | 6.35 | 49.78 | 107.97 | 31.00 | 8.71 |
| Mediana | | | | 6.76 | 73.20 | 139.72 | 76.00 | 23.53 |
| Promedio | | | | 6.79 | 86.45 | 140.66 | 74.86 | 22.75 |
| Máximo | | | | 7.28 | 166.44 | 177.83 | 122.44 | 34.79 |
| σ | | | | 0.30 | 35.44 | 21.04 | 25.18 | 6.50 |
| No. Datos | | | | 15 | 15 | 15 | 16 | 17 |

ANEXO 6. DATOS DE LA CALIDAD DEL EFLUENTE DEL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 7h

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO - TRH _{neto} (h) | pH (unid) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) | N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|--|--|
| | | RC2 | | | | | | | |
| 23 de marzo de 2011 | 55 | 7.0 | 7.23 | 77 | 96 | 15 | 16.6 | | 7 |
| 24 de marzo de 2011 | 56 | 7.0 | | | | | | | |
| 25 de marzo de 2011 | 57 | 7.0 | 7.53 | 221 | 248 | 34 | 25.9 | | 0.5 |
| 1 de abril de 2011 | 64 | 7.0 | 7.23 | 110 | 193 | 12 | 29.8 | | 5 |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 7.0 | 7.46 | 144 | 156 | 18 | 24.4 | | 2 |
| 3 de abril de 2011 | 66 | 7.0 | 6.87 | 73 | 130 | 18 | 19.0 | | |
| 4 de abril de 2011 | 67 | 7.0 | | | | 23 | | | 4 |
| 6 de abril de 2011 | 69 | 7.0 | | | | 10 | 22.4 | | 10 |
| 12 de abril de 2011 | 75 | 7.0 | 6.07 | 11 | 35 | 10 | 3.4 | | 18 |
| 13 de abril de 2011 | 76 | 7.0 | 6.23 | 15 | 29 | 35 | 4.0 | | |
| 14 de abril de 2011 | 77 | 7.0 | 5.64 | 0 | 6 | 93 | 0.9 | | 10 |
| 18 de abril de 2011 | 81 | 7.0 | 6.32 | 44 | 46 | 16 | 1.3 | 0.58 | 22 |
| 19 de abril de 2011 | 82 | 7.0 | 6.10 | 5 | 13 | 10 | 3.1 | 0.03 | 20 |
| 21 de abril de 2011 | 84 | 7.0 | 6.35 | 13 | 28 | 18 | 0.7 | 0.02 | 35 |
| 22 de abril de 2011 | 85 | 7.0 | 6.72 | 16 | 30 | 15 | 1.3 | 0.05 | 15 |
| 23 de abril de 2011 | 86 | 7.0 | 6.65 | 34 | 41 | | 1.0 | 0.03 | 13 |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 7.0 | 6.44 | 16 | 31 | | 1.9 | 0.07 | 16 |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 7.0 | 6.85 | 29 | 52 | | 1.9 | 0.17 | 12 |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 7.0 | 6.46 | 18 | 33 | | 3.3 | 0.79 | |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 7.0 | | | | | | | |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | 7.0 | | | | | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105 | 7.0 | 6.73 | 20 | 41 | | 5.1 | 6.55 | 13 |
| Mínimo | | | 5.64 | 0.00 | 6.13 | 10.00 | 0.67 | 0.02 | 0.50 |
| Mediana | | | 6.65 | 20.13 | 41.36 | 16.80 | 3.38 | 0.07 | 12.44 |
| Promedio | | | 6.64 | 49.74 | 71.15 | 23.30 | 9.22 | 0.92 | 12.72 |
| Máximo | | | 7.53 | 220.95 | 248.27 | 93.03 | 29.77 | 6.55 | 34.73 |
| σ | | | 0.52 | 59.42 | 69.66 | 21.65 | 10.42 | 2.13 | 8.58 |
| No. Datos | | | 17 | 17 | 17 | 14 | 18 | 9 | 16 |

ANEXO 7. DATOS DE LA CALIDAD DEL AFLUENTE AL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 5 h

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO - TRH _{neto} (h) | | pH (unid) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-----|-----------|---|---|---------------------------------|---------------------------|
| | | RC1 | RC2 | | | | | |
| 29 de mayo de 2011 | 122.0 | 1.1 | 5.0 | 6.68 | 69 | 127 | 79 | 20 |
| 30 de mayo de 2011 | 123.0 | 1.1 | 5.0 | 6.57 | 59 | 125 | 70 | 10 |
| 31 de mayo de 2011 | 124.0 | 1.1 | 5.0 | 6.71 | 61 | 105 | 87 | 27 |
| 1 de junio de 2011 | 125.0 | 1.1 | 5.0 | 6.93 | 97 | 181 | 45 | 27 |
| 2 de junio de 2011 | 126.0 | 1.1 | 5.0 | 6.81 | 89 | 152 | 41 | 27 |
| 4 de junio de 2011 | 128.0 | 1.1 | 5.0 | 6.68 | 83 | 145 | | 40 |
| 5 de junio de 2011 | 129.0 | 1.1 | 5.0 | 6.79 | 81 | 146 | | 32 |
| 20 de junio de 2011 | 144.0 | 1.1 | 5.0 | 6.64 | 86 | 154 | 33 | 22 |
| 22 de junio de 2011 | 146.0 | 1.1 | 5.0 | 6.59 | 74 | 149 | | 21 |
| 23 de junio de 2011 | 147.0 | 1.1 | 5.0 | | | | 33 | 9 |
| 24 de junio de 2011 | 148.0 | 1.1 | 5.0 | 7.48 | 67 | 89 | | |
| 25 de junio de 2011 | 149.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | |
| 29 de junio de 2011 | 153.0 | 1.1 | 5.0 | | | | | |
| 1 de julio de 2011 | 155.0 | 1.1 | 5.0 | 7.10 | 85 | 129 | 44 | 17 |
| 2 de julio de 2011 | 156.0 | 1.1 | 5.0 | 7.06 | 91 | 157 | | 12 |
| Mínimo | | | | 6.57 | 59.09 | 89.12 | 32.89 | 8.61 |
| Mediana | | | | 6.75 | 82.01 | 145.39 | 44.60 | 21.39 |
| Promedio | | | | 6.84 | 78.56 | 138.21 | 54.00 | 22.01 |
| Máximo | | | | 7.48 | 97.08 | 181.30 | 87.00 | 40.02 |
| σ | | | | 0.27 | 12.29 | 24.73 | 21.41 | 9.45 |
| No. Datos | | | | 11 | 11 | 11 | 8 | 11 |



ANEXO 8. DATOS DE LA CALIDAD DEL EFLUENTE DEL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 5 h

| Fecha | Dia de operación | TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO - TRH _{neto} (h) | pH (unidad) | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) bicarbonática | Alcalinidad (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) Total | DQO Total (mg.L ⁻¹) | NAT (mg.L ⁻¹) | N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|--|-------------|---|---|---------------------------------|---------------------------|--|--|
| | | RC2 | | | | | | | |
| 29 de mayo de 2011 | 122.0 | 5.0 | 7.20 | 75 | 119 | | 15.9 | 1.16 | 2 |
| 30 de mayo de 2011 | 123.0 | 5.0 | 7.15 | 92 | 133 | | | | |
| 31 de mayo de 2011 | 124.0 | 5.0 | 7.48 | 157 | 256 | 78 | 25.5 | 1.21 | 4 |
| 1 de junio de 2011 | 125.0 | 5.0 | 7.11 | 72 | 106 | 26 | 15.1 | 5.37 | 7 |
| 2 de junio de 2011 | 126.0 | 5.0 | 6.75 | 27 | 43 | | 5.7 | 8.05 | 11 |
| 4 de junio de 2011 | 128.0 | 5.0 | 6.52 | 16 | 31 | | 13.8 | 8.62 | 13 |
| 5 de junio de 2011 | 129.0 | 5.0 | 6.77 | 23 | 37 | | 7.3 | 7.50 | 13 |
| 20 de junio de 2011 | 144.0 | 5.0 | 7.09 | 56 | 84 | 10 | 3.0 | | 14 |
| 22 de junio de 2011 | 146.0 | 5.0 | 7.07 | 16 | 28 | 10 | 2.2 | | 19 |
| 23 de junio de 2011 | 147.0 | 5.0 | | | | 10 | 0.7 | | 22 |
| 24 de junio de 2011 | 148.0 | 5.0 | 6.73 | 4 | 11 | | | | |
| 25 de junio de 2011 | 149.0 | 5.0 | | | | 13 | 1.1 | | 24 |
| 29 de junio de 2011 | 153.0 | 5.0 | | | | | | | |
| 1 de julio de 2011 | 155.0 | 5.0 | 5.60 | 0 | 4 | 39 | 1.3 | | 29 |
| 2 de julio de 2011 | 156.0 | 5.0 | 6.49 | 9 | 33 | 10 | 0.0 | | 19 |
| Mínimo | | | 4.99 | 0.00 | 3.62 | 10.00 | 0.00 | 1.16 | 1.90 |
| Mediana | | | 4.99 | 25.13 | 40.00 | 11.72 | 4.36 | 6.43 | 13.68 |
| Promedio | | | 4.99 | 45.69 | 73.62 | 24.55 | 7.64 | 5.32 | 14.78 |
| Máximo | | | 4.99 | 156.98 | 255.67 | 78.27 | 25.49 | 8.62 | 28.83 |
| σ | | | 0.00 | 46.67 | 71.63 | 24.10 | 8.12 | 3.38 | 8.16 |
| No. Datos | | | 15 | 12 | 12 | 8 | 12 | 6 | 12 |

ANEXO 9. DATOS DE LAS VARIABLES OPERACIONALES DEL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 7 h

| Fecha | Día de operación | TRH _{neto} (h) | TRC (d) | COV (kg.(m ³ .d) ⁻¹) | Relación A/M kgDBO ₅ . (kgSSV.d) ⁻¹ | RN | | Sólidos Efluente | | Recirculación RN | | T °C | OD (mg.L ⁻¹) |
|---------------------|------------------|----------------------------|------------|--|--|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------|-----------------------------|
| | | RC2 | | | | SST (mg.L ⁻¹) | SSV (mg.L ⁻¹) | SST (mg.L ⁻¹) | SSV (mg.L ⁻¹) | SST (mg.L ⁻¹) | SSV (mg.L ⁻¹) | | |
| 23 marzo de 2011 | 55 | 7 | | 0.42 | | | | | | | | 24 | 4.71 |
| 24 marzo de 2011 | 56 | 7 | | | | | | | | | | 24 | 4.71 |
| 25 marzo de 2011 | 57 | 7 | | | | | | 18 | 23 | 4544 | 3366 | | |
| 1 de abril de 2011 | 64 | 7 | 3.85 | | | 832 | 496 | 13 | 17 | | | | |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 7 | 7.00 | 0.32 | 0.64 | 798 | 504 | | | | | | |
| 3 de abril de 2011 | 66 | 7 | 7.00 | | | 900 | 580 | | | | | 25.6 | 4.64 |
| 4 de abril de 2011 | 67 | 7 | 2.24 | 0.32 | 1.78 | 480 | 180 | 9 | 16 | | | | |
| 6 de abril de 2011 | 69 | 7 | 4.01 | 0.35 | 1.10 | 620 | 320 | 1 | 10 | | | | |
| 12 de abril de 2011 | 75 | 7 | 5.21 | 0.13 | 0.12 | 1450 | 1044 | 11 | 15 | | | 23 | 3.81 |
| 13 de abril de 2011 | 76 | 7 | 7.00 | 0.26 | 0.32 | 1272 | 820 | | | | | | |
| 14 de abril de 2011 | 77 | 7 | 7.00 | 0.30 | 0.26 | 1610 | 1142 | | | | | | |
| 18 de abril de 2011 | 81 | 7 | 5.53 | 0.11 | 0.08 | 2060 | 1400 | 8 | 16 | | | 24 | 4.85 |
| 19 de abril de 2011 | 82 | 7 | | 0.29 | | | | 11 | 21 | | | 22 | 4.85 |
| 21 de abril de 2011 | 84 | 7 | 5.20 | 0.23 | 0.23 | 1120 | 1000 | 10 | 14 | 2154 | 1486 | | |
| 22 de abril de 2011 | 85 | 7 | 5.43 | 0.14 | 0.16 | 920 | 830 | 10 | 10 | | | | |
| 23 de abril de 2011 | 86 | 7 | 7.00 | | | 860 | 780 | | | 3480 | 2500 | | |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 7 | 5.69 | 0.26 | 0.17 | 1720 | 1500 | 9 | 14 | 3496 | 2654 | | |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 7 | 5.63 | 0.31 | 0.22 | 1660 | 1420 | 7 | 14 | 2660 | 1900 | | |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 7 | | 0.22 | | | | 23 | 21 | | | 26 | 3 |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 7 | 7.00 | 0.18 | 0.42 | 420 | 430 | | | | | 24 | 3 |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | 7 | | | | | | | | | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105 | 7 | 5.14 | 0.26 | 0.29 | 900 | 880 | 6 | 13 | | | | |
| Mínimo | | | 2.24 | 0.11 | 0.08 | 420 | 180 | 1 | 10 | 2154 | 1486 | 22 | 2.95 |
| Mediana | | | 5.58 | 0.26 | 0.26 | 910 | 825 | 10 | 15 | 3480 | 2500 | 24 | 4.68 |
| Promedio | | | 5.62 | 0.26 | 0.45 | 1101 | 833 | 10 | 16 | 3267 | 2381 | 24 | 4.18 |
| Máximo | | | 7.00 | 0.42 | 1.78 | 2060 | 1500 | 23 | 23 | 4544 | 3366 | 26 | 4.85 |
| σ | | | 1.395 | 0.086 | 0.48 | 479 | 402 | 5.55 | 3.97 | 913 | 723 | 1.26 | 0.83 |
| No. Datos | | | 16 | 16 | 13 | 16 | 16 | 13 | 13 | 5 | 5 | 8 | 8 |



ANEXO 10. DATOS DE LAS VARIABLES OPERACIONALES DEL SISTEMA NITRIFICACIÓN TRH_{neto} 5 h

| Fecha | Día de operación | TRH _{neto} (h) | TRC (d) | COV | Relación A/M | RN | | Sólidos Efluente | | Recirculación RN | | T | OD (mg.L-1) |
|---------------------|------------------|-------------------------|---------|----------------|---------------------|--------------|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------|-------------|
| | | RC2 | | (kg. (m3.d)-1) | kgDBO5. (kgSSV.d)-1 | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | SST (mg.L-1) | SSV (mg.L-1) | °C | |
| 29 de mayo de 2011 | 122.0 | 5.0 | 3.23 | 0.38 | 0.67 | 570 | 570 | 20 | 28 | 3940 | 3010 | 24.4 | 4.8 |
| 30 de mayo de 2011 | 123.0 | 5.0 | 7.00 | 0.34 | 0.59 | 670 | 570 | | | 2556 | 1884 | | |
| 31 de mayo de 2011 | 124.0 | 5.0 | | 0.42 | | | | 18 | 24 | | | | |
| 1 de junio de 2011 | 125.0 | 5.0 | 4.65 | 0.22 | 0.20 | 1190 | 1100 | 13 | 23 | 1480 | 1410 | | |
| 2 de junio de 2011 | 126.0 | 5.0 | 4.71 | 0.20 | 0.20 | 1050 | 980 | 13 | 20 | 1190 | 1110 | | |
| 4 de junio de 2011 | 128.0 | 5.0 | 5.17 | | | 1390 | 1280 | 11 | 19 | 2370 | 2210 | | |
| 5 de junio de 2011 | 129.0 | 5.0 | 5.78 | | | 1470 | 1380 | 7 | 12 | 3914 | 3242 | | |
| 20 de junio de 2011 | 144.0 | 5.0 | 7.00 | 0.16 | 0.20 | 1122 | 792 | | | | | 24.8 | 3.49 |
| 22 de junio de 2011 | 146.0 | 5.0 | | | | | | 32 | 48 | | | | |
| 23 de junio de 2011 | 147.0 | 5.0 | | 0.16 | | | | 6 | 6 | | | | |
| 24 de junio de 2011 | 148.0 | 5.0 | | | | | | | | | | | |
| 25 de junio de 2011 | 149.0 | 5.0 | 6.18 | | | 1050 | 1450 | 8 | 8 | | | 25 | 4.78 |
| 29 de junio de 2011 | 153.0 | 5.0 | 7.00 | | | 2654 | 2086 | | | 1420 | 1270 | 25 | 4.80 |
| 1 de julio de 2011 | 155.0 | 5.0 | 4.91 | 0.21 | 0.14 | 1730 | 1570 | 28 | 28 | 2510 | 2200 | 25 | 4.73 |
| 2 de julio de 2011 | 156.0 | 5.0 | | | | | | 1 | 1 | 2280 | 2090 | 25 | 4.73 |
| Mínimo | | | 3.23 | 0.16 | 0.14 | 570 | 570 | 1 | 1 | 1190 | 1110 | 24 | 3.49 |
| Mediana | | | 5.48 | 0.21 | 0.20 | 1156 | 1190 | 13 | 20 | 2370 | 2090 | 25 | 4.76 |
| Promedio | | | 5.56 | 0.26 | 0.33 | 1290 | 1178 | 14 | 20 | 2407 | 2047 | 25 | 4.56 |
| Máximo | | | 7.00 | 0.42 | 0.67 | 2654 | 2086 | 32 | 48 | 3940 | 3242 | 25 | 4.80 |
| σ | | | 1.26 | 0.10 | 0.23 | 592 | 476 | 9 | 13 | 999 | 735 | 0.30 | 0.52 |
| No. Datos | | | 10.00 | 8.00 | 6.00 | 10 | 10 | 11 | 11 | 9 | 9 | 6 | 6 |



ANEXO 11. DATOS CARGA APLICADA Y ELIMINADA SISTEMA NIT TRH_{neto} 7 h

| Fecha | Dia de operación | DDO(g.d-1) | | NAT (g.d-1) | |
|----------------------------|------------------|------------|------------------|-----------------|------------------|
| | | Cargas Afl | Cargas Eliminada | Cargas Aplicada | Cargas Eliminada |
| 23 de marzo de 2011 | 55 | 2.94 | 2.59 | 0.70 | 0.30 |
| 24 de marzo de 2011 | 56 | | | | |
| 25 de marzo de 2011 | 57 | | | | |
| 1 de abril de 2011 | 64 | | | | |
| 2 de abril de 2011 | 65 | 2.28 | 1.86 | 0.72 | 0.14 |
| 3 de abril de 2011 | 66 | | | | |
| 4 de abril de 2011 | 67 | 2.26 | 1.70 | 0.84 | 0.84 |
| 6 de abril de 2011 | 69 | 2.47 | 2.23 | 0.63 | 0.09 |
| 12 de abril de 2011 | 75 | 0.91 | 0.67 | 0.58 | 0.50 |
| 13 de abril de 2011 | 76 | 1.82 | 0.97 | 0.63 | 0.53 |
| 14 de abril de 2011 | 77 | 2.08 | | 0.52 | 0.49 |
| 18 de abril de 2011 | 81 | 0.74 | 0.36 | 0.39 | 0.36 |
| 19 de abril de 2011 | 82 | 2.02 | 1.78 | 0.53 | 0.45 |
| 21 de abril de 2011 | 84 | 1.58 | 1.16 | 0.50 | 0.48 |
| 22 de abril de 2011 | 85 | 0.95 | 0.60 | 0.37 | 0.34 |
| 23 de abril de 2011 | 86 | | | 0.21 | 0.18 |
| 5 de mayo de 2011 | 98 | 1.81 | | 0.34 | 0.29 |
| 6 de mayo de 2011 | 99 | 2.21 | | 0.50 | 0.45 |
| 7 de mayo de 2011 | 100 | 1.56 | | 0.67 | 0.59 |
| 8 de mayo de 2011 | 101 | 1.28 | | 0.56 | 0.56 |
| 9 de mayo de 2011 | 102 | | | | |
| 12 de mayo de 2011 | 105 | 1.82 | | 0.61 | 0.48 |
| 29 de mayo de 2011 | 122 | 1.90 | | 0.48 | 0.10 |
| Mínimo | | 0.74 | 0.36 | 0.21 | 0.09 |
| Mediana | | 1.82 | 1.43 | 0.55 | 0.45 |
| Promedio | | 1.80 | 1.39 | 0.54 | 0.40 |
| Máximo | | 2.94 | 2.59 | 0.84 | 0.84 |
| σ | | 0.59 | 0.75 | 0.15 | 0.19 |
| No. Datos | | 17 | 10 | 18 | 18 |

ANEXO 12. DATOS CARGA APLICADA Y ELIMINADA SISTEMA NIT TRH_{neto} 5 h

| Fecha | Dia de operación | DDO (g.d-1) | | NAT (g.d-1) | |
|----------------------------|------------------|-------------|------------------|-------------|------------------|
| | | Cargas Afl | Cargas Eliminada | Cargas Afl | Cargas Eliminada |
| 30 de mayo de 2011 | 123 | 2.45 | | 0.34 | 0.34 |
| 31 de mayo de 2011 | 124 | 3.04 | 0.31 | 0.96 | 0.07 |
| 1 de junio de 2011 | 125 | 1.57 | 0.68 | 0.96 | 0.43 |
| 2 de junio de 2011 | 126 | 1.43 | 1.44 | 0.94 | 0.74 |
| 4 de junio de 2011 | 128 | | | 1.40 | 0.92 |
| 5 de junio de 2011 | 129 | | | 1.13 | 0.88 |
| 20 de junio de 2011 | 144 | 1.15 | 0.80 | 0.76 | 0.65 |
| 22 de junio de 2011 | 146 | | | 0.74 | 0.66 |
| 23 de junio de 2011 | 147 | 1.15 | 0.80 | 0.30 | 0.28 |
| 24 de junio de 2011 | 148 | | | | |
| 25 de junio de 2011 | 149 | | | | |
| 29 de junio de 2011 | 153 | | | | |
| 1 de julio de 2011 | 155 | 1.54 | 0.18 | 0.59 | 0.54 |
| 2 de julio de 2011 | 156 | | | 0.42 | 0.42 |
| Minimo | | 1.15 | 0.18 | 0.30 | 0.07 |
| Mediana | | 1.54 | 0.74 | 0.76 | 0.54 |
| Promedio | | 1.76 | 0.70 | 0.78 | 0.54 |
| Máximo | | 3.05 | 1.44 | 1.40 | 0.92 |
| σ | | 0.71 | 0.44 | 0.35 | 0.26 |
| No. Datos | | 7 | 6 | 11 | 11 |

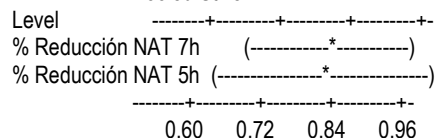
ANEXO 13. PRUEBA ANOVA
One-way ANOVA: % Reducción NAT 7h. % Reducción NAT 5h

| Source | DF | SS | MS | F | P |
|--------|----|--------|--------|------|-------|
| Factor | 1 | 0.0031 | 0.0031 | 0.04 | 0.851 |
| Error | 23 | 1.9534 | 0.0849 | | |
| Total | 24 | 1.9565 | | | |

S = 0.2914 R-Sq = 0.16% R-Sq(adj) = 0.00%

| Level | N | Mean | StDev |
|--------------------|----|--------|--------|
| % Reducción NAT 7h | 16 | 0.7268 | 0.2967 |
| % Reducción NAT 5h | 9 | 0.7038 | 0.2812 |

Individual 95% CIs For Mean Based on Pooled StDev



Pooled StDev = 0.2914

Grouping Information Using Tukey Method

| N | Mean | Grouping |
|--------------------|------|----------|
| % Reducción NAT 7h | 16 | 0.7268 A |
| % Reducción NAT 5h | 9 | 0.7038 A |

Means that do not share a letter are significantly different.

Tukey 95% Simultaneous Confidence Intervals

All Pairwise Comparisons

Individual confidence level = 95.00%

% Reducción NAT 7h subtracted from:

| Lower | Center | Upper | |
|--------------------|---------|---------|--------|
| % Reducción NAT 5h | -0.2743 | -0.0231 | 0.2281 |

| Level | Lower | Upper |
|--------------------|-------|-------|
| % Reducción NAT 5h | -0.15 | 0.30 |

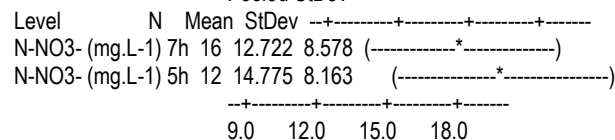
| Level | Lower | Upper |
|--------------------|-------|-------|
| % Reducción NAT 5h | -0.15 | 0.30 |

One-way ANOVA: N-NO3- (mg.L-1) 7h. N-NO3- (mg.L-1) 5h

| Source | DF | SS | MS | F | P |
|--------|----|--------|------|------|-------|
| Factor | 1 | 28.9 | 28.9 | 0.41 | 0.528 |
| Error | 26 | 1836.8 | 70.6 | | |
| Total | 27 | 1865.7 | | | |

S = 8.405 R-Sq = 1.55% R-Sq(adj) = 0.00%

Individual 95% CIs For Mean Based on Pooled StDev



Pooled StDev = 8.405

Grouping Information Using Tukey Method

| N | Mean | Grouping |
|--------------------|------|----------|
| N-NO3- (mg.L-1) 5h | 12 | 14.775 A |
| N-NO3- (mg.L-1) 7h | 16 | 12.722 A |

Means that do not share a letter are significantly different.

Tukey 95% Simultaneous Confidence Intervals

All Pairwise Comparisons

Individual confidence level = 95.00%

N-NO3- (mg.L-1) 7h subtracted from:

| Lower | Center | Upper | |
|--------------------|--------|-------|-------|
| N-NO3- (mg.L-1) 5h | -4.545 | 2.053 | 8.651 |

| Level | Lower | Upper |
|--------------------|-------|-------|
| N-NO3- (mg.L-1) 5h | -4.0 | 8.0 |

| Level | Lower | Upper |
|--------------------|-------|-------|
| N-NO3- (mg.L-1) 5h | -4.0 | 8.0 |

