

**INFLUENCIA DE LA AIREACIÓN INTERMITENTE SOBRE LA REMOCIÓN DE  
NUTRIENTES EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS DE BAJA  
PROFUNDIDAD.**

**LAURA XIMENA FLÓREZ REYES  
IVONNE JHANIRA ROJAS PRADA**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA  
ESCUELA DE INGENIERIAS  
FACULTAD DE INGENIERIA AMBIENTAL  
PIEDRECUESTA, SANTANDER  
2018**

**INFLUENCIA DE LA AIREACIÓN INTERMITENTE SOBRE LA REMOCIÓN DE  
NUTRIENTES EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS DE BAJA  
PROFUNDIDAD.**

**LAURA XIMENA FLÓREZ REYES  
IVONNE JHANIRA ROJAS PRADA**

**Proyecto de grado para optar por el título de  
INGENIERAS AMBIENTALES**

**DIRECTOR:  
PhD. ALEXANDRA CERON VIVAS**

**UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA  
ESCUELA DE INGENIERIAS  
FACULTAD DE INGENIERIA AMBIENTAL  
PIEDRECUESTA, SANTANDER**

**2018**

NOTA DE ACEPTACIÓN

---

---

---

---

---

---

Firma del presidente del jurado

---

Firma del jurado

---

Firma del jurado

## DEDICATORIA

*A Dios por permitirme alcanzar este logro y por guiarme en cada segundo de mi vida.*

*A mi mamá quien es mi motor, mi motivación y la persona que me ha ayudado a salir adelante con su ejemplo de perseverancia y amor, a mi abuela por sus buenos consejos y quien sin su apoyo incondicional esto no hubiera sido posible, a mi papá por su ayuda y a mi hermano por enseñarme a luchar por los sueños.*

*A mi novio quien me ha brindado su amor infinito y ha estado conmigo desde inicio de carrera siendo un gran apoyo en absolutamente todo.*

*Y para terminar a mi familia y a todas las personas que estuvieron a lo largo de esta carrera y que de una u otra forma ayudaron a que esto fuera posible.*

*Laura Flórez*

## DEDICATORIA

*Gracias a la vida, al amor y a los aprendizajes recibidos y a los que  
vendrán*

*A mi hija por llenar mis días con su inocencia, amor y ternura*

*A Sílvia Gelvez por ser esa amistad incondicional en el transcurso de mi  
etapa universitaria*

*A mi familia por el apoyo y el cariño que nunca deje de recibir, en especial  
a mi tía Delfina Rojas por motivarme a ir siempre más allá*

*Con cariño*

*Ivonne Rojas*

## **AGRADECIMIENTOS**

A los profesores de la facultad de Ingeniería Ambiental porque de cada uno aprendimos las bases necesarias para podernos formar como profesionales integrales. En especial a nuestra directora de tesis, Alexandra Cerón por transmitirnos todo su conocimiento y depositar su confianza en nosotras para poder culminar este proyecto.

A todos los trabajadores del Laboratorio de análisis químico y a Naidu Villamizar quienes nos orientaron y ayudaron para poder llevar a cabo los análisis que requería este proyecto.

Y a todas las personas que ayudaron de una u otra forma en la terminación de este proyecto.

Sinceramente

Laura Flórez e Ivonne Rojas

## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>8</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>9</b>
<b>2.1 OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>9</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>9</b>
<b>3. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>10</b>
<b>3.1 AGUAS RESIDUALES .....</b>	<b>10</b>
<b>3.2 NUTRIENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES .....</b>	<b>10</b>
<b>3.2.1 CONTAMINACIÓN POR NITRÓGENO Y FÓSFORO .....</b>	<b>11</b>
<b>3.3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES.....</b>	<b>12</b>
<b>3.3.1 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DEL NITROGENO.....</b>	<b>13</b>
<b>3.3.1.1 NITRIFICACIÓN / DENITRIFICACIÓN VIA NITRATO .....</b>	<b>13</b>
<b>3.3.1.2 PROCESOS ALTERNOS DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO .....</b>	<b>16</b>
<b>3.3.2 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DEL FÓSFORO.....</b>	<b>17</b>
<b>3.4 SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES....</b>	<b>18</b>
<b>3.4.1 AIREACIÓN INTERMITENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES .....</b>	<b>20</b>
<b>3.4.2 FACTORES DE OPERACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS .....</b>	<b>22</b>
<b>3.4.2.1 RECIRCULACIÓN DE LODOS ACTIVADOS .....</b>	<b>23</b>
<b>3.4.2.2 EDAD DE LODOS.....</b>	<b>23</b>
<b>3.4.2.3 RELACIÓN A/M y SSVLM .....</b>	<b>24</b>
<b>3.4.3 PARAMETROS FISICOQUIMICOS DE CONTROL .....</b>	<b>25</b>
<b>3.4.3.1 pH Y ALCALINIDAD.....</b>	<b>25</b>
<b>3.4.3.2 CONDUCTIVIDAD .....</b>	<b>26</b>
<b>3.4.3.3 OXÍGENO DISUELTO.....</b>	<b>26</b>
<b>3.4.3.4 TEMPERATURA.....</b>	<b>26</b>
<b>4. METODOLOGÍA .....</b>	<b>28</b>

4.1. ZONA DE ESTUDIO .....	28
4.2 INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH) Y TIEMPO DE APAGADO SOBRE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y ORTOFOSFATOS EN UN RLABP.....	30
4.2.1 PUNTOS DE MUESTREO Y PRESERVACIÓN DE MUESTRAS.....	30
4.3 DISEÑO EXPERIMENTAL.....	31
4.4. VARIABLES RESPUESTA.....	32
4.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	33
4.6. ANÁLISIS DE PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO Y NITRATOS EN EL PERIODO SIN AIREACIÓN.....	34
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
5.1 CONDICIONES AMBIENTALES Y PARÁMETROS DE CONTROL.....	35
5.2 NITRÓGENO .....	38
5.3 FÓSFORO .....	40
5.4 EFECTO DEL TIEMPO DE APAGADO Y TRH SOBRE LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES .....	42
5.5 ANÁLISIS DE LOS PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO Y NITRATOS EN EL PERIODO SIN AIREACIÓN.....	44
6. CONCLUSIONES .....	49
7. RECOMENDACIONES .....	50
8. BIBLIOGRAFÍA .....	51
9. ANEXOS .....	58



## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Contaminantes de importancia en agua residual. ....	10
<b>Tabla 2.</b> Diseño Experimental.....	32
<b>Tabla 3.</b> Parámetros y métodos empleados .....	32
<b>Tabla 4.</b> Condiciones ambientales y parámetros de control.....	35
<b>Tabla 5.</b> Concentración máxima y mínima de OD para cada intermitencia .....	37
<b>Tabla 6.</b> Concentraciones promedio de compuestos nitrogenados para EC.....	38
<b>Tabla 7.</b> Factores de operación del RLABP para cada intermitencia. ....	41
<b>Tabla 8.</b> Concentraciones de N y P para cada punto durante I1, I2 e I3 .....	43
<b>Tabla 9.</b> Parámetros fisicoquímicos para I1 .....	58
<b>Tabla 10.</b> Parámetros fisicoquímicos para I2.....	58
<b>Tabla 11.</b> Parámetros fisicoquímicos para I3.....	59
<b>Tabla 12.</b> Concentraciones DBO <sub>5</sub> y SST durante cada intermitencia .....	59
<b>Tabla 13.</b> Análisis Estadístico.....	60
<b>Tabla 14.</b> Porcentajes de remoción .....	63
<b>Tabla 15.</b> Docentes y administrativos para los meses de Junio y Julio de 2017 .....	64
<b>Tabla 16.</b> Estudiantes inscritos intersemestral 2017 .....	65

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Esquematación de los procesos de nitrificación y denitrificación .....	14
<b>Figura 2.</b> Mecanismo de eliminación del P .....	18
<b>Figura 3.</b> Representación de las unidades que componen un sistema de lodos activados .....	19
<b>Figura 4.</b> Disco difusor de burbuja fina .....	29
<b>Figura 5.</b> Representación del tren de tratamiento empleado en la PTAR –UPB. ....	30
<b>Figura 6.</b> Perfiles para $I_1T_{7,5}$ .....	44
<b>Figura 7.</b> Perfiles para $I_1T_{11,8}$ .....	45
<b>Figura 8.</b> Perfiles para $I_2T_{7,5}$ .....	45
<b>Figura 9.</b> Perfiles para $I_2T_{11,8}$ .....	45
<b>Figura 10.</b> Perfiles para $I_3T_{7,5}$ .....	46
<b>Figura 11.</b> Perfiles para $I_3T_{11,8}$ .....	46
<b>Figura 12.</b> Concentración de $NO_3$ respecto al ciclo de aireación y TRH .....	61
<b>Figura 13.</b> Concentración de NTK respecto al ciclo de aireación y TRH .....	61
<b>Figura 14.</b> Concentración de $NH_3$ respecto al ciclo de aireación y TRH .....	62
<b>Figura 15.</b> Concentración de $PO_4$ respecto al ciclo de aireación y TRH .....	63

## LISTA DE ANEXOS

<b>ANEXO A.</b> Concentraciones promedio en cada escenario .....	58
<b>ANEXO B.</b> Concentraciones DBO <sub>5</sub> y SST durante cada intermitencia .....	59
<b>ANEXO C.</b> ANOVA para NTK en el punto EC .....	59
<b>ANEXO D.</b> ANOVA NTK, NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> .....	60
<b>ANEXO E.</b> Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la PTAR-UPB	63
<b>ANEXO F.</b> Población en la UPB- Seccional Bucaramanga.....	64
<b>ANEXO G.</b> Cálculo volumen del tanque de igualación de la PTAR-UPB .....	1

## GLOSARIO

**AGUA RESIDUAL INSTITUCIONAL:** Aquellas que contienen todas las descargas de centros educativos u otras instituciones, transportando en ellas materiales coloidales y partículas en suspensión. Por su calidad requieren tratamiento previo al vertimiento en un cuerpo natural.

**AIREACIÓN:** La aireación en el tratamiento de aguas residuales, consiste en poner en contacto el agua con el aire, para transformar las concentraciones de sustancias volátiles que están presentes en ella; en el tratamiento aerobio de aguas residuales su función principal es la de brindar oxígeno y mezcla.

**ALCALINIDAD:** En aguas residuales es la medida de la capacidad para neutralizar ácidos. La alcalinidad se compone principalmente por sales de bicarbonato, y en menor cantidad sales de silicatos, fosfatos y boratos.

**CONDUCTIVIDAD:** Es la capacidad que tiene el agua para transportar una corriente eléctrica, depende de la presencia de iones, su concentración y la temperatura de medición.

**CONTAMINACIÓN DEL AGUA:** Alteración generalmente antrópica de las condiciones normales del líquido, modificando su calidad convirtiéndose en no apta para el consumo humano, la agricultura, industria y actividades recreativas.

**DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO<sub>5</sub>):** Es la cantidad de oxígeno que se requiere para que la materia orgánica sea fácilmente degradada por microorganismos a los 5 días.

**DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO):** Cantidad de oxígeno que se requiere para la oxidación química de la materia orgánica.

**EUTROFIZACIÓN:** Proceso natural o antropogénico por el cual ocurre un enriquecimiento de las aguas con nutrientes de manera que no puede ser compensado con el proceso de mineralización, trayendo como consecuencia una desoxigenación por la descomposición del exceso de materia orgánica.

**LODO:** Masa activa de microorganismos que se producen, decantan y/o sedimentan durante el tratamiento aerobio de aguas residuales.

**MUESTRA COMPUESTA:** Aquella que se compone de muestras individuales de agua residual que se tomaron con intervalos determinados de tiempo en el mismo punto.

**NITRÓGENO TOTAL:** Compuesto por nitrógeno amoniacal y nitrógeno Kjendahl, es importante para el crecimiento de microorganismos en aguas residuales.

**NUTRIENTES:** En agua residual se presentan como nitrógeno y fosforo, si se encuentran en condiciones elevadas generan eutrofización.

**ORTOFOSFATO:** Es la forma más asimilable por los microorganismos, constituye un parámetro de control en la eliminación de fosforo.

**OXÍGENO DISUELTO:** Es la cantidad de oxígeno gaseoso disuelto ( $O_2$ ) en una solución acuosa. Esencial para la vida acuática aerobia, posee baja solubilidad en el agua.

**POTENCIAL DE HIDROGENO (pH):** Concentración del ion hidrógeno en el agua, por medio de este se mide la acidez o alcalinidad de una solución.

**REMOCIÓN BIOLÓGICA:** Es la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fosforo por medio de poblaciones microbianas mixtas que se alimentan a partir del sustrato o contaminación presente en el agua residual.

**TRATAMIENTO AEROBIO:** Proceso oxidativo del metabolismo bacteriano que consiste en la utilización de materia orgánica como fuente de energía y de carbono para producir biomasa.

**TRATAMIENTO ANAEROBIO:** Proceso de transformación de la materia orgánica. Se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y  $\text{CO}_2$ , sin presencia de oxígeno y con interacción de distintas comunidades bacterianas.

## RESUMEN GENERAL DE TRABAJO DE GRADO

**TITULO:** INFLUENCIA DE LA AIREACIÓN INTERMITENTE SOBRE LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS DE BAJA PROFUNDIDAD

**AUTOR(ES):** Laura Ximena Flórez Reyes  
Ivonne Jhanira Rojas Prada

**PROGRAMA:** Facultad de Ingeniería Ambiental

**DIRECTOR(A):** Alexandra Cerón Vivas

### RESUMEN

Este estudio se realizó en la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Pontificia Bolivariana seccional Bucaramanga (PTAR-UPB), donde se evaluó la influencia de la aireación intermitente y el tiempo de retención hidráulico (TRH) sobre la remoción de nutrientes en un Reactor de Lodos Activados de Baja Profundidad (RLABP), por medio de tres ciclos de aireación y no aireación (on/off): 90/90, 60/120 y 150/30 min. Se realizaron 5 muestreos compuestos de 6 horas y perfiles de oxígeno disuelto (OD) por cada ciclo de aireación, los parámetros in situ fueron pH, conductividad, OD, temperatura, caudal y los analitos evaluados NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub>, NTK, PO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y CaCO<sub>3</sub>. Durante la primera intermitencia (I1), se presentaron las mejores eficiencias de remoción de NTK y NH<sub>4</sub> con valores entre 13% y 20% respectivamente en su paso por el tren secundario (RLABP); y del 8% y 14% en el tratamiento terciario (buchón de agua). Asimismo, el análisis de los perfiles de OD y nitratos revela que en general, durante I1 se favorecieron procesos de denitrificación durante la secuencia de etapas aerobias-anóxicas-anaerobias (A-A-A); con una duración aproximada de 55 – 20 - 15 min respectivamente. El tratamiento secundario (RLABP) presentó fallas operacionales en la recirculación de lodos activados y no contó con suficiente biomasa, por lo tanto, los ciclos de aireación intermitente, al igual que su interacción con los TRH del presente estudio, no ejercieron efectos significativos sobre la remoción de los compuestos nitrógeno (N) y fósforo (P).

### PALABRAS CLAVE:

Aireación intermitente, lodos activados, remoción de nutrientes, recirculación de lodos.

### V° B° DIRECTOR DE TRABAJO DE GRADO

## GENERAL SUMMARY OF WORK OF GRADE

**TITLE:** INFLUENCE OF INTERMITTENT AERATION ON THE NUTRIENT REMOVAL IN A LOW-DEPTH ACTIVATED SLUDGE REACTOR

**AUTHOR(S):** Laura Ximena Flórez Reyes  
Ivonne Jhanira Rojas Prada

**FACULTY:** Facultad de Ingeniería Ambiental

**DIRECTOR:** Alexandra Cerón Vivas

### ABSTRACT

This study was developed in the wastewater treatment plant of the Pontificia Bolivariana University, sectional Bucaramanga (PTAR-UPB), where the influence of intermittent aeration and hydraulic retention time (HRT) on the nutrient removal inside a Low Depth Activated Sludge Reactor (RLABP); through three cycles of aeration and non-aeration (on / off): 90/90, 60/120 and 150/30 min. Five composite samples of 6 hours and dissolved oxygen (DO) profiles were performed for each cycle of aeration, the in situ parameters were pH, conductivity, OD, temperature, flow rate and the analyzed analytes NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub>, NTK, PO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and CaCO<sub>3</sub>. During the first intermittency (I1), the best NTK and NH<sub>4</sub> removal efficiencies were presented with values between 13% and 20% respectively in their passage through the secondary train (RLABP); and 8% and 14% in the tertiary treatment (water buck). Likewise, the analysis of OD and nitrate profiles reveals that in general, during I1 denitrification processes were favored during the sequence of aerobic-anoxic-anaerobic stages (A-A-A); with an approximate duration of 55 - 20 - 15 min respectively. The secondary treatment (RLABP) presented operational failures in the recirculation of activated sludge and did not have enough biomass, therefore, the cycles of intermittent aeration, as well as its interaction with the TRH of the present study, did not exert significant effects on the Removal of the compounds nitrogen (N) and phosphorus (P).

### KEYWORDS:

Intermittent aeration, activated sludge, nutrient removal, sludge recirculation.

V° B° DIRECTOR OF GRADUATE WORK



## 1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la mayoría de las actividades antrópicas resultan en la generación de aguas residuales, donde gran parte de éstas terminan contaminando cuerpos de agua cuando son descargadas directamente sobre estos sin contar con un tren de tratamiento preliminar que minimice los efectos negativos, tales como el deterioro de los ecosistemas que los rodean y daños en la salud humana.

A lo largo de los años se ha buscado minimizar el impacto por vertimientos domésticos e industriales en los cuerpos de agua, implementado diversos tipos de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que se ajusten a la necesidad del agua a tratar. La reconversión de los tratamientos con sistemas de flujo continuo permite la adaptabilidad de las PTAR para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes de manera efectiva y a bajo costo; los distintos estudios realizados alrededor de la temática señalan a la aireación intermitente para el mejoramiento de la calidad del agua residual, han demostrado resultados favorables.

La remoción biológica de nutrientes (RBN), requiere una secuencia de tratamiento específica; si el objetivo es realizar una remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo, es necesario que el sistema pase por condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias. La nitrificación, denitrificación, liberación y toma en exceso de fósforo implican competencia entre poblaciones microbianas y por lo tanto la operación debe ser controlada. (Vanegas, Carolina 2015).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de la aireación intermitente sobre la remoción de nutrientes, en un tramo del sistema terciario de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Pontificia Bolivariana, PTAR-UPB, adaptado como un reactor de lodos activados de baja profundidad.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la influencia de la aireación intermitente sobre la remoción de nutrientes en un tramo del sistema terciario de la PTAR-UPB, adaptado como un reactor de lodos activados de baja profundidad (RLABP).

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Determinar la influencia del tiempo de retención hidráulico (TRH) sobre la remoción de nitrógeno y ortofosfatos en un RLABP.

Evaluar el efecto del tiempo de apagado de la aireación intermitente sobre la remoción de nitrógeno y ortofosfatos.

Analizar los perfiles de oxígeno disuelto y nitratos, en el periodo sin aireación.

### 3. MARCO TEÓRICO

#### 3.1 AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales (AR) varían según el caudal aportante y su origen (domésticas, institucionales, municipales, pluviales o industriales). Por lo anterior, las características físicas, químicas y biológicas del agua residual deben ser evaluadas, realizando muestreos apropiados para garantizar representatividad de las muestras que posteriormente son analizadas en laboratorios de calidad, bajo los métodos estándar (Romero, 2004). En la siguiente tabla se presentan algunos de los contaminantes más importantes en el agua residual.

**Tabla 1.** Contaminantes de importancia en agua residual.

<b>Contaminante</b>	<b>Impacto Ambiental</b>
<b>Materia orgánica biodegradable (DQO, DBO)</b>	Desoxigenación en el agua, olores indeseables y mortandad de fauna acuática.
<b>Materia suspendida (SST, SSV)</b>	Deposición en lechos de ríos, genera turbiedad en el agua y depósito de lodos.
<b>Patógenos (CF)</b>	Agua no confiable para recreación o consumo.
<b>Amoniaco (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)</b>	Desoxigenación en agua, tóxico para organismos acuáticos, eutrofización.
<b>Nutrientes</b>	Estimulan el crecimiento de algas, afectando la vida acuática, al igual que polución del agua subterránea.
<b>Energía térmica (Temperatura)</b>	Reducción en la concentración de saturación de oxígeno.
<b>Iones hidrógeno (pH)</b>	Riesgo potencial para organismos acuáticos.

Fuente: Báez & Cely (2013).

#### 3.2 NUTRIENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

El nitrógeno (N) y el fósforo (P) son elementos esenciales en las AR para el crecimiento biológico; si esta no llegase a contener suficiente cantidad de estos nutrientes, podrían generarse deficiencias nutricionales durante el tren secundario de tratamiento (Universidad de Salamanca, s.f). En aguas residuales domésticas (ARD) el N se encuentra principalmente como nitrógeno orgánico y amoniaco, el

primero se deriva de grupos aminos y el segundo proviene de las transformaciones de urea; juntos se determinan mediante el método estándar Kjendahl (NTK). Por su parte el nitrógeno total (NT) corresponde a la suma de NTK y los productos derivados del proceso de nitrificación ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) (Von Sperling, 2007).

El P puede encontrarse en las AR en forma de ortofosfato, polifosfato y formas orgánicas. El primero, es la forma más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como parámetro de control en los procesos biológicos de eliminación de fósforo. Es importante reseñar que la descarga tanto de fósforo como de nitrógeno debe ser controlada porque puede provocar un crecimiento excesivo de algas en las aguas receptoras. Las principales fuentes de P son los detergentes, tanto para uso doméstico como industrial, éstos comúnmente contienen fosfatos para aumentar la efectividad del producto. El contenido de P en ARD se origina de residuos humanos y de detergentes en proporciones aproximadamente iguales (Winkler, 1986).

De acuerdo a Von Sperling (2007), el P también puede clasificarse respecto a su forma como sólidos dentro del ARD. Los polifosfatos y ortofosfatos son formas predominantemente inorgánicas y juntas conforman el **fosforo soluble**, por su parte el **fosforo particulado** (fracción orgánica), se relaciona con la materia orgánica particulada contenida en el ARD.

### 3.2.1 CONTAMINACIÓN POR NITRÓGENO Y FÓSFORO

El crecimiento acelerado de algas y plantas acuáticas es uno de los efectos más notorios cuando se produce contaminación por nutrientes. Cuando este crecimiento se desarrolla en un sistema lotico, se manifiesta muchas veces como recubrimientos verdes aterciopelados sobre las rocas y márgenes del río, favoreciendo el establecimiento de vida animal de muchos tipos, constituyéndose así en la base para la alimentación de organismos superiores como los peces (Ramalho, 1996).

Por el contrario, en cuerpos lenticos (embalses, lagos), capas de masas algáceas que con el tiempo se acumulan sobre la superficie del agua, mueren y sus componentes pasan a ser nutrientes orgánicos que ejercen una demanda de oxígeno, produciendo así un rápido decaimiento de la concentración de oxígeno disuelto (OD) y, a largo plazo, serios problemas de contaminación (Rodríguez, 2003). Compuestos como  $N-NH_3$  y  $N-NO_3^-$  son potencialmente tóxicos para la vida acuática, sin contar que la presencia de compuestos de nitrógeno dificulta el uso posterior del recurso hídrico (Saldarriaga, Hoyos & Correa, 2011). Por su parte, el fósforo interfiere en los procesos de coagulación dentro de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Winkler, 1986).

Fuera de lo anterior, el incremento de las algas y la turbiedad del agua conducen a mayores niveles de desinfección, esto promueve el incremento en el uso de productos clorados (United States Environmental Protection Agency [EPA] ,2017). Sólo hasta finales de los años ochenta y principios de los noventa, se observaron los efectos negativos de estas descargas, por lo cual se han incorporado procesos tendientes a mejorar la remoción de estos nutrientes; para lograrlo, se incluyen modificaciones a las tecnologías convencionales e innovaciones en los arreglos de los procesos biológicos unitarios dinámicos y estáticos, alcanzando remociones altas, pero en pocos se analizan los aspectos hidráulicos y su relación con las eficiencias de remoción (González & Saldarriaga, 2008).

### **3.3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES**

En las últimas décadas se han desarrollado sistemas de tratamiento físicos, químicos y biológicos o la combinación de ellos para la depuración del AR. Entre ellos, los tratamientos biológicos son preferidos, ya que se obtienen mayores rendimientos con menores costes de operación y mantenimiento (Arnáiz, Isac y Lebrato, 2000). En estos procesos se emplean poblaciones microbianas mixtas que se alimentan a partir del sustrato o contaminación presente en el AR y el objetivo principal es obtener un efluente clarificado que cumpla con la normativa ambiental requerida.

Los procesos biológicos involucrados en el tratamiento de AR implican un intercambio continuo de sustancia y energía, en el cual intervienen elementos como el oxígeno, carbono, nitrógeno, fósforo y azufre (Menéndez & Pérez, 2010). Los mecanismos empleados buscan imitar procesos de autopurificación que ocurren de forma natural en los cuerpos de agua por acción de microorganismos, fundamentalmente bacterias presentes en el AR (Gallo, 2017)

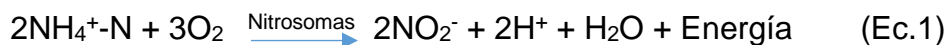
### 3.3.1 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DEL NITROGENO

La ruta de eliminación de N a través de los procesos de nitrificación y denitrificación vía nitrato, son ampliamente utilizados hoy en día en el tratamiento de las AR; sin embargo, el conocimiento cada vez más amplio de la variedad de opciones de tratamiento permiten optimizar la operación de las PTAR, para alcanzar un alto grado de depuración a un mínimo coste (Claros, 2012).

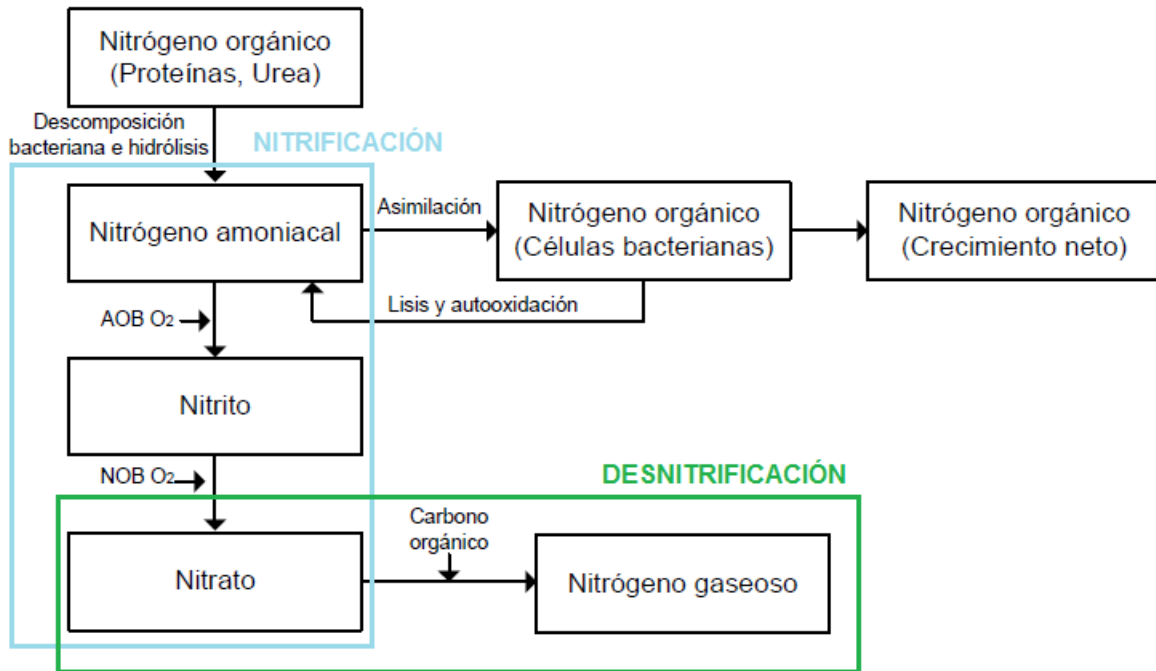
#### 3.3.1.1 NITRIFICACIÓN / DENITRIFICACIÓN VIA NITRATO

La figura 1 muestra las transformaciones del N mediante los procesos de nitrificación y denitrificación a través de la ruta del nitrato. La nitrificación se desarrolla por medio de dos etapas, en la primera el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitrito y posteriormente a nitrato. Por su parte, en el proceso de denitrificación el nitrato se reduce a compuestos nitrogenados gaseosos y es eliminado del AR.

La nitrificación consiste en la oxidación bacteriana del nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos. Durante la nitrificación, el amonio es utilizado y transformado en nitratos por la acción de microorganismos autótrofos aerobios que utilizan el oxígeno disuelto en el agua como aceptor de electrones, esta transformación se realiza en dos fases: en la primera (nitritación), las bacterias nitrosas del género *Nitrosomonas* utilizan y transforman el ion amonio en nitritos (ecuación 1).

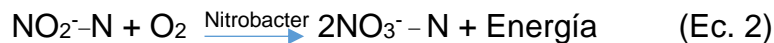


**Figura 1.** Esquematación de los procesos de nitrificación y desnitrificación

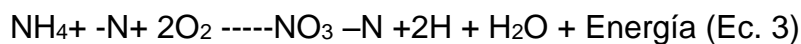


Fuente: Claros (2012).

Después, durante la nitratación, las bacterias nítricas del género *Nitrobacter* utilizan y transforman los nitritos en nitratos (ecuación 2).



Los organismos que interfieren dentro del proceso de nitrificación son quimio autótrofos, lo que significa que la principal fuente de carbono es el CO<sub>2</sub> y la energía la obtienen a partir de la oxidación de un sustrato inorgánico, tal como el amonio en formas inorgánicas (Garzón, 2005). Se puede resaltar el consumo de oxígeno y la liberación de H<sup>+</sup> y/o consumo de alcalinidad de 7,07 mg CaCO<sub>3</sub>/ mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidado dentro de la reacción global (Carrera, 2004). (Ecuación 3).



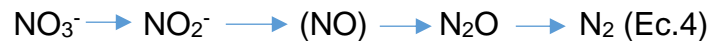
El proceso de remoción de nitrógeno depende de diversos factores: la presencia de oxígeno disuelto, la fuente de carbono orgánico utilizada, la concentración de nitratos, la temperatura, el potencial de oxidación-reducción, el pH y la presencia de sustancias inhibitoras y tóxicas. Las tasas de crecimiento de los organismos responsables del proceso de nitrificación son muy lentas, por lo tanto, el sistema es controlado de acuerdo al tiempo de retención celular del organismo con la tasa de crecimiento baja, en este caso Nitrosomas (Von Sperling, 2007). Para garantizar una nitrificación completa, se requieren edades de lodo entre 12 y 20 días (Romero, 2004). Otro factor importante es la temperatura, ya que los organismos nitrificantes son altamente dependientes, estos poseen un rango óptimo entre 35 y 42°C (Louzerio, Mavinic, Oldham, Meisen & Gardner, 2002)

Por su parte, el potencial de hidrógeno (pH) y la concentración de oxígeno disuelto (OD) afectan significativamente la nitrificación, los reportes sugieren que la actividad microbiana nitrificante se favorece cuando se desarrolla en ambientes débilmente alcalinos, con una escala de 8,5 como pH óptimo; a medida que el pH disminuye así lo hace el proceso de nitrificación, encontrándose totalmente inhibido a pH por debajo de aproximadamente 5 unidades. La nitrificación se ve seriamente afectada a concentraciones bajas de OD, en informes concernientes a tratamientos de aguas negras se establece que a concentraciones por debajo de 0,5 a 0,6 g/m<sup>3</sup>, la nitrificación no tiene lugar (Winkler, 1986).

Se destaca que la nitrificación no resulta en la remoción de nitrógeno, en cambio es la conversión en su forma a partir de amoníaco en nitrato. Se entiende así que la nitrificación como la remoción de amoníaco, pero no de nitrógeno (EPA, 2017). La nitrificación se lleva a cabo casi sistemáticamente en plantas de lodos activados que operan en condiciones de clima cálido; por lo tanto, el diseño de esta debería tomar su ocurrencia en consideración, principalmente en la estimación de los requerimientos de oxígeno. Es necesario que la nitrificación ocurra primero para que la principal ruta de conversión de N ocurra y se produzca la denitrificación (Winkler, 1986).



Durante la denitrificación, las formas oxidadas de nitrógeno ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) son reducidas biológicamente en nitrógeno molecular, óxidos nitrosos y nítricos; los microorganismos responsables de este proceso son bacterias aerobias facultativas, generalmente heterotróficas, las cuales utilizan el oxígeno molecular como aceptor final de electrones; pero en ausencia de  $\text{O}_2$  estos microorganismos son capaces de cambiar su metabolismo y de utilizar los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), como aceptores finales de electrones en un medio anóxico (Garzón, 2005). Durante la denitrificación se aporta alcalinidad al agua en una proporción próxima a 3,57 mg  $\text{CaCO}_3/\text{mg NO}_3^-$  N reducido (Carrera, 2004).



La relación C/N indica la cantidad de nutrientes carbonados que se requieren para el funcionamiento adecuado de los microorganismos denitrificantes; estudios realizados por Collí, Sugita, Yamaoka y Ruiz (2002) registraron remociones del 90% para nitrógeno total, con un valor óptimo para la materia orgánica de 3 kg DBO/kg N, alcanzando el nivel óptimo propuesto por Henze (1997) de 3,2 kg DBO/kg N.

### 3.3.1.2 PROCESOS ALTERNOS DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO

En síntesis, en los sistemas de tratamiento hasta hace poco se señalaba a la eliminación biológica del nitrógeno (nitrificación autótropa aerobia, seguida de una denitrificación heterótrofa anóxica) como la única vía para la eliminación del mismo, pero durante los años noventa se multiplicaron los reportes sobre una fracción del nitrógeno que se pierde bajo condiciones aerobias durante la etapa de nitrificación, por lo cual los estudios que explican esto han descubierto tres vías metabólicas o procesos para la desaparición del nitrógeno: 1) Nitrificación y denitrificación simultánea (NDS), 2) Denitrificación por microorganismos nitrificantes (autótrofos y heterótrofos) y 3) Fenómeno de co-respiración de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{O}_2$  que se presenta entre las bacterias nitrificantes (Garzón, 2005).

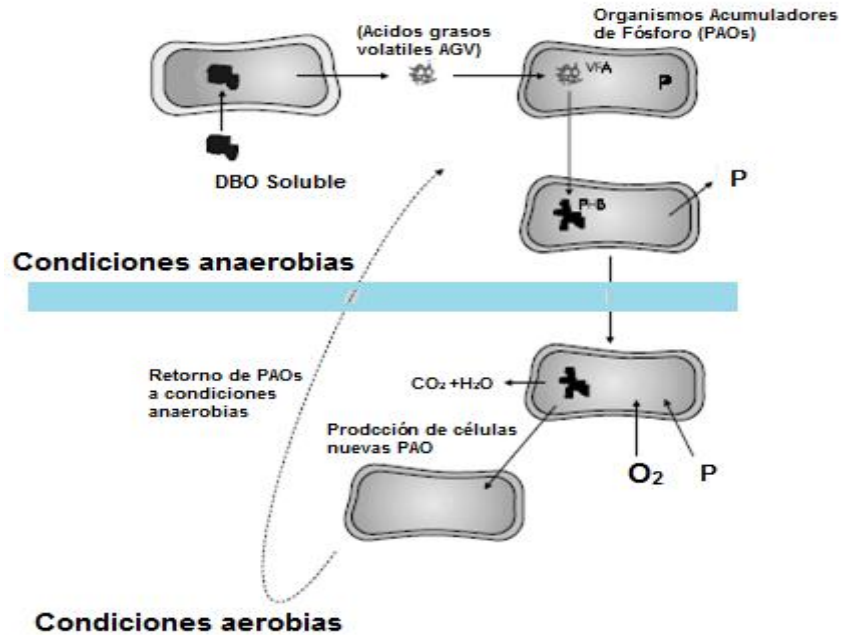
### 3.3.2 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DEL FÓSFORO

Los métodos utilizados para la eliminación de fósforo son entre otros, precipitación química, proceso de lodos activos, lagunas de estabilización, ósmosis inversa, y electrodiálisis (Ramalho, 1996). Por su parte, el tratamiento biológico para la remoción de fósforo se basa en la absorción de fósforo por microorganismos heterótrofos aerobios, capaces de almacenar ortofosfatos por encima de sus requerimientos nutricionales inmediatos, y almacenarlos en la célula microbiana bajo la forma de polifosfatos; estos microorganismos se conocen como organismos acumuladores de fósforo (AOP), (EPA, 2017).

Según Von Sperling (2007), para que la remoción biológica de fósforo tenga lugar, es fundamental que existan zonas anaerobias y aerobias dentro de la línea de tratamiento. Bajo condiciones de anaerobiosis, los PAO's transforman la DBO soluble en PHA (polihidroxialcanoato); la energía necesaria para la transformación es la resultante del rompimiento de las moléculas de polifosfato. Este rompimiento resulta en la liberación de fósforo. (ASCE/EWRI, citado por Von Sperling, 2007)

Subsecuentemente, en la etapa aerobia del tratamiento, los PAO's utilizan los PHA's almacenados como energía para tomar el fósforo que fue liberado en la zona anaerobia; este sustrato tomado es la base para el incremento de la producción de células nuevas. Cuando una zona anaerobia es seguida de una zona aerobia, los microorganismos muestran una toma de fosforo por encima de los requerimientos nutricionales (Báez & Cely, 2013). La remoción de este nutriente se da cuando los PAO's incorporan grandes cantidades de P y se remueve junto con la remoción del lodo en exceso. En la figura 2 se esquematiza el mecanismo de eliminación biológica de P.

**Figura 2. Mecanismo de eliminación del P**



Fuente: Von Sperling, M. (2007).

### **3.4 SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES**

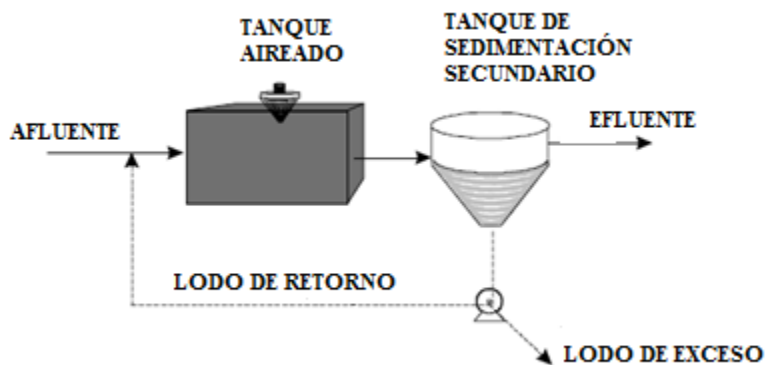
El tratamiento biológico con lodos activados fue desarrollado en la ciudad de Inglaterra en el año 1914 (Romero, 2004). El proceso se basa en el contacto entre el agua residual con un floc biológico compuesto por una matriz gelatinosa que posee una superficie fuertemente activa que absorbe materiales coloidales y suspendidos, bacterias, protozoos y otros microorganismos responsables de la remoción del material orgánico (Von Sperling, 2007).

En la actualidad, el tratamiento de lodos activados viene siendo uno de los procesos biológicos de más amplio uso para el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico e industrial. El fundamento principal del proceso reside en proporcionar ambientes aireados y agitados dónde las poblaciones microbianas mixtas tengan contacto con el agua residual en forma de suspensión floculante (tanque aireado).

La materia suspendida y coloidal se elimina rápidamente por adsorción y aglomeración de flóculos microbianos (Winkler, 1986).

Las unidades esenciales de cualquier sistema de lodos activados de flujo continuo son (Figura 3): tanque de aireación (donde la biomasa se desarrolla gracias al sustrato proporcionado por el influente), tanque de sedimentación (dónde una parte de los lodos sedimentados es recirculada al reactor con el fin de mantener la biomasa).

**Figura 3.** Representación de las unidades que componen un sistema de lodos activados



Fuente: Von Sperling, M. (2007).

Para obtener nitrificación parcial es necesario que en el agua residual haya un porcentaje bajo de lodos, y que la aireación que este proceso requiere se presente de manera adecuada, al igual que la cantidad de materia orgánica que posteriormente será requerida para la denitrificación (Cárdenas & Sánchez, 2013).

Una buena remoción de nutrientes en AR depende de la presencia de suficiente sustrato para que los microorganismos presentes en ella tengan su alimento, para que esto suceda se deben tener en cuenta una serie de parámetros como cantidad de nutrientes en el agua, el tamaño de los canales y disponibilidad del sustrato. Otro aspecto importante es la temperatura, el pH y las condiciones aerobias o anaerobias

del sistema, un buen crecimiento de estas se da en el tanque de aireación del proceso de lodos activados. (Moeller & Tomasini, 2010).

Los fangos o lodos provenientes de los sistemas de tratamiento primario y secundario generalmente deben ser tratados para posteriormente disponer de ellos, el tratamiento consiste inicialmente en drenar el agua que contienen, comprimiendo así su volumen y posteriormente descomponer los sólidos orgánicos convirtiéndolos en sólidos minerales estables e inocuos (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1998).

### **3.4.1 AIREACIÓN INTERMITENTE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

La aireación en el tratamiento de aguas residuales consiste en poner en contacto el agua con el aire, para transformar las concentraciones de sustancias volátiles que están presentes en ella; en el tratamiento aerobio de aguas residuales su función principal es la de brindar oxígeno y mezcla (Romero, 2004).

En tratamientos biológicos aerobios, como los procesos de lodos activados, la aireación se basa en mezclar los lodos recirculados con el agua residual, mantenerlos en suspensión debido a la agitación de esta mezcla y a proporcionar el oxígeno necesario para la oxidación biológica. (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1998). Se requieren generalmente concentraciones de OD de 0,2 a 2,0 mg/L para garantizar el suministro apropiado para los microorganismos responsables del tratamiento (Romero, 2004).

A lo largo de las décadas los sistemas de tratamiento con lodos activados han sufrido modificaciones en su operación para incluir la remoción biológica de nutrientes (BNR, por sus siglas en inglés). El comportamiento metabólico relacionado con la BNR incluye condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias propiciadas intermitentemente dentro del mismo reactor. Durante la etapa anaerobia se produce estrés microbiano que se traduce en la liberación de fósforo, éste se

almacena en forma de polifosfatos, posteriormente durante la etapa aerobia los PAO's, son capaces de almacenar polifosfatos por encima de sus requerimientos nutricionales y ocurre simultáneamente la nitrificación y oxidación del sustrato. Finalmente, en la etapa anóxica bacterias denitrificantes reducen los nitritos y nitratos hasta nitrógeno gaseoso. (González & Saldarriaga, 2008; Von Sperling, 2007; Colli, 2002 y Menéndez & Pérez, 2010).

La reconversión de las PTAR's que mayoritariamente fueron diseñadas para la remoción de materia orgánica hacia tecnologías que posibiliten la eliminación de nitrógeno y fósforo conjuntamente, supone uno de los principales desafíos que se presentan dentro de los trenes de tratamiento de plantas convencionales hoy en día. Se plantea así la transición desde una aireación permanente hacia una intermitente dentro de los reactores de lodos activados; ésta permite disminuir el consumo de energía y alcanzar remociones altas de nutrientes dentro de un mismo reactor y a menor precio (Collí et al., 2002).

Los distintos estudios realizados alrededor de la temática de aireación intermitente (AI) para el mejoramiento de la calidad del agua residual, han demostrado resultados favorables. Cárdenas, et al. (2006) evaluaron la remoción biológica de nutrientes utilizando un reactor discontinuo secuencial a escala piloto, donde se mantuvo una secuencia de 5 etapas de llenado (anaerobia, aerobia, anóxica, sedimentación y vaciado) y se varió el tiempo en las etapas de mezcla. Durante las diferentes fases se midieron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total Kjendahl (NTK), nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4$ ), pH, temperatura, fósforo total (PT). En las diferentes etapas de cada ciclo de evaluación, el ciclo con mejor rendimiento constaba de 1 hora de mezcla anaerobia, 6 horas aeróbicas y 16 horas de mezcla anóxica, este presentó remociones porcentuales de 85% para DQO, 92% para DBO, 52% para NT, 65% para  $\text{N-NO}_3^-$  y 67% para PT.

Por su parte Collí et al. (2002), realizaron cambios operacionales para tener condiciones anóxicas y aerobias, suministrando de manera cíclica aire en una serie de tiempos de tres horas en un solo reactor, a fin de encontrar los tiempos óptimos requeridos para los procesos de nitrificación y desnitrificación. Cada minuto se midieron los parámetros de oxígeno disuelto, potencial de óxido reducción, sólidos suspendidos, temperatura, pH, gasto de aire y determinaciones analíticas de DBO, SST, N y P en todas sus formas. Los resultados óptimos se obtuvieron con ciclos de aireación de 50 minutos y 130 minutos de mezclado y se registraron remociones de nitrógeno total del 90%, por su parte la remoción de fósforo no superó el 30%, debido entre otras causas a la presencia de nitratos durante la fase anóxica.

La Universidad Pontificia Bolivariana Seccional Bucaramanga, cuenta con una PTAR, la cual tiene bajos niveles de remoción de nutrientes y materia orgánica. Baez y Cely (2013), evaluaron el sistema terciario y estudiaron la posible adaptación de este como un sistema de lodos activados, a escala piloto y real. El tratamiento que propusieron constaba de un tanque de aireación, implementado una bomba de inyección de aire y tuberías para suplir el requerimiento de oxígeno y un sedimentador utilizando macrófitas. Se aireó durante 10 días y se recirculó el lodo proveniente del sedimentador. Los parámetros de control que se analizaron fueron la temperatura, pH, alcalinidad, conductividad, oxígeno disuelto, DBO y DQO total, relación DBO/DQO, sólidos totales, volátiles, sedimentables, nitrógeno total (NTK), fósforo, e Índice Volumétrico de Lodos, IVL. Se consiguieron remociones de 93,2 % de DBO, 91.9% de DQO y 70% de nitrógeno.

### **3.4.2 FACTORES DE OPERACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS**

Diversos autores relacionan parámetros y factores de operación con el correcto funcionamiento de los procesos biológicos involucrados en el tratamiento de aguas de desecho, es así como los criterios de carga (relación A/M, SRT), recirculación de lodos y factores ambientales (temperatura, pH, DO, sustancias inhibidoras) son señalados como los principales elementos a tener en cuenta en el diseño del proceso (Romano, 1995; Von Sperling, 2007).

### **3.4.2.1 RECIRCULACIÓN DE LODOS ACTIVADOS**

La producción de lodos activados en aguas residuales se da de manera lenta, por ende, su volumen no se puede tratar rápidamente, ya que se requiere una gran concentración de ellos. Por lo anterior, los lodos generados se recogen y se vuelven a usar nuevamente en el tratamiento de volúmenes de agua residual subsecuentes, debido a este proceso se les conoce como lodos recirculados. Los lodos recirculados permiten la generación de una mayor cantidad de lodos activados y en el momento que se exceda la cantidad de ellos, se procederá a retirarlos del proceso de tratamiento y se acondicionarán para su disposición final (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1998).

La recirculación de lodos en sistemas de lodos activados se realiza para que el sistema cuente con altas concentraciones de SS y lograr que el  $TRC > TRH$ , este se realiza por medio del bombeo de lodos provenientes del clarificador del sistema y la cantidad a recircular depende de la calidad de sedimentación que presentan los lodos (Von Sperling, 2007); las variaciones de este parámetro de operación afectan directamente el contenido de SSVLM o biomasa y la relación A/M en el reactor.

### **3.4.2.2 EDAD DE LODOS**

El tiempo de retención celular (TRC); es un parámetro fundamental para el diseño y operación del proceso de lodos activados y se relaciona con el volumen del reactor, la producción de sólidos y el consumo de oxígeno. Se considera un factor clave en la eliminación de fósforo y se encuentra directamente influenciado por la tasa de recirculación que se le aplique al sistema. En estudios de Lee, Kim & Chung (2007), se evalúan el efecto de distintos TRC sobre el enriquecimiento de PAO's en un reactor secuencial de cargas con aireación intermitente, la mayor eficiencia de remoción fue lograda con un TRC de 20 días; por otro lado, Chan, Guisasola & Baeza (2017) evaluaron la remoción de P con bajos TRC, hallando que el TRC mínimo fue de 3.6 d a 25°C, concluyendo además que con TRC menores el sistema



falla y los OAP son lavados del sistema. Si se tiene un TRC < 3 días la remoción crece a medida que aumenta la edad de lodo, si TRC > 3 días la remoción disminuye conforme la edad de lodos acrecienta, esto se da porque el aumento de TRC ocasiona un incremento de biomasa en el sistema, elevando el paso de DQO fermentable y por ende generando un aumento en la liberación y captura de fosforo Henze et al (2008).

### **3.4.2.3 RELACIÓN A/M y SSVLM**

La relación alimento/microorganismos (A/M), expresada en  $d^{-1}$ , indica la masa de sustrato aplicada al sistema respecto a la masa de sólidos volátiles suspendidos (biomasa), dentro del tanque de aireación (Crites & Tchobanoglous, 2000). Este parámetro se usa para expresar la carga total de materia orgánica en el sistema biológico, representa los Kg de DBO5 y Kg de SSVLM presentes en el tanque de aireación por día, es decir cantidad de alimento que se requiere para la biomasa en el día. Un valor elevado de esta relación representa una alta carga en el sistema y viceversa (Zarate Romano, 1995).

Los SSVLM representan la concentración de biomasa o microorganismos en el tanque de aireación. Esta biomasa se desarrolla usando la materia orgánica presente en el afluente del sistema y es la encargada de realizar las reacciones bioquímicas asociadas a la remoción de materia orgánica y nutrientes (Von Sperling, 2007). Los límites máximos establecidos para la concentración de SSVLM van de 4.500 a 5.000 mg/L. La importancia de este parámetro reside en que su concentración es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica removida así como a la edad de lodos (Valencia, s.f; Giraldo Valencia & Restrepo Marulanda, 2003), si los organismos presentes se encuentran aclimatados a estos parámetros las reacciones biológicas tendrán mayor velocidad y por lo tanto dependerán de las características de los compuestos del AR.

### **3.4.3 PARAMETROS FISICOQUIMICOS DE CONTROL**

#### **3.4.3.1 pH Y ALCALINIDAD**

El pH es un factor importante en aguas residuales. En los sistemas de recolección, pH's bajos o ácidos pueden generar serios problemas como la corrosión; esta se caracteriza por afectar la infraestructura de acero o concreto en las redes de alcantarillado (Londoño, Giraldo & Gutiérrez, 2010).

Para el tratamiento de aguas de desecho y su posterior vertimiento, el pH ejerce control sobre prácticamente todos los procesos. Condiciones ácidas o alcalinas llegan a generar mortandad de seres vivos presentes en el agua y/o bajo rendimiento de los microorganismos presentes en las plantas de tratamiento de agua residual. (Ramos, Sepúlveda & Villalobos, 2003). Se precisa entonces una revisión constante en las técnicas de secado de lodos u oxidación de sustancias, ya que cualquier cambio en el pH genera cambios drásticos para estos métodos (Ramos et al., 2003).

Por su parte la alcalinidad se relaciona con la facultad que posee el agua para asimilar iones hidrogeno sin modificar su pH, es decir que no aporte acidez al agua. Las sustancias que le dan alcalinidad al agua son carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos, silicatos, boratos y fosfatos (Barba, 2002).

En los sistemas de tratamiento anaerobio, la alcalinidad y el pH son de los factores con mayor influencia y sobre los que se ejerce un mayor control para el buen funcionamiento del proceso; pues la metanogénesis es la etapa más crítica del proceso y la cual resulta seriamente afectada cuando la alcalinidad debida a ácidos volátiles supera la debida a bicarbonato, lo cual conduciría a una caída de pH con cualquier nuevo aumento de ácidos volátiles (Cajigas, Pérez y Torres, 2005).

### **3.4.3.2 CONDUCTIVIDAD**

Consiste en la capacidad para transportar corriente eléctrica a través del agua residual, conductividades elevadas indican presencia de impurezas como sales disueltas. Generalmente se presenta en intervalos de 1000 – 2000  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , ayuda a determinar si el agua residual ya tratada puede ser usada en riegos, ya que algunas plantas son susceptibles a contenidos de sales disueltas y también puede llegar a afectar el terreno. (Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua {Cidta}, s.f.)

### **3.4.3.3 OXÍGENO DISUELTO**

El oxígeno disuelto (OD) en el agua procede de la mezcla agua, aire y oxígeno emitido por la fotosíntesis de las plantas acuáticas. El OD establece la condición anaerobia o aerobia del agua, también puede llegar a ser corrosivo para el hierro y el acero (Triana, 2010).

Al encontrarse en el agua residual impide que se formen malos olores, ya que va consumiendo la actividad química y biológica, su concentración requiere diferentes integrantes tales como temperatura, altura, movimientos, actividad biológica y química entre otros (Silva, 2004).

El aumento sin control de plantas acuáticas, algas y materia orgánica afecta negativamente el oxígeno disuelto en el agua (Sánchez, Herzig, Peters, Márquez, & Zambrano, 2007).

### **3.4.3.4 TEMPERATURA**

Mide la cantidad de calor que tiene el agua residual, ya que esta interviene en las características biológicas, químicas y físicas del agua. Si la temperatura aumenta o disminuye puede llegar a perturbar la fauna y flora acuática, reacciones bioquímicas e intercambio de gases. (Ramos *et al.*, 2003)

Al aumentar la temperatura, se degradan de manera más rápida los compuestos orgánicos pero el oxígeno reduce su solubilidad en el agua. La temperatura es un factor muy importante para que persista vida acuática, así mismo es un componente de la calidad del agua, estabiliza la actividad y aumenta o disminuye el crecimiento. A temperaturas bajas se reduce el desarrollo y a temperaturas altas se apresura la actividad (Ramos *et al.*, 2003).

Habitualmente la temperatura de un agua residual es mayor a la de un agua potable, debido a que en ella se incorporan aguas calientes provenientes de uso doméstico como casas o usos industriales, la temperatura óptima para el desarrollo de bacterias oscila entre 25 – 35 °C. (Cidta, s.f.) Este parámetro es de gran importancia, ya que en el agua existen diferentes reacciones que pueden afectarse con cambios de temperatura, estos cambios también afectan la velocidad de reacción bioquímica, oxígeno disuelto y rapidez de aireación (Ramos *et al.*, 2003).

## 4. METODOLOGÍA

Para evaluar la influencia de la aireación intermitente sobre la remoción de nutrientes en un tramo del sistema terciario de la PTAR-UPB, adaptado como un reactor de lodos activados de baja profundidad (RLABP) se tuvieron en cuenta las consideraciones presentadas a continuación.

### 4.1. ZONA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Pontificia Bolivariana seccional Bucaramanga, PTAR-UPB. La PTAR-UPB recibe las aguas residuales generadas por la comunidad universitaria, la cual está integrada aproximadamente por: 4880 estudiantes y 770 empleados, con horarios comprendidos entre las 6:00 am y 8:00 pm en el funcionamiento ordinario de sus actividades académicas. En época de cursos vacacionales y remediales, se registró una población aproximada de 2085 personas entre estudiantes, docentes y administrativos. Estos datos fueron suministrados por la oficina de registro y control de la UPB.

El Agua Residual (AR) generada a partir de las descargas sanitarias, cafeterías, laboratorios y lavado de las instalaciones físicas es tratada en cuatro niveles:

1. Tratamiento preliminar, compuesto por dos unidades de rejillas finas plásticas y un sistema (Trampa de Grasas – Desarenador), en el cual se separan las grasas que provienen de los distintos restaurantes y cafeterías; además de las arenas originadas en el lavado de las instalaciones físicas del plantel. Como unidades adicionales, se cuenta con una cámara de aquietamiento y un tanque de igualación (Mantilla & Torres, 2017).

2. Tratamiento primario, compuesto por dos Reactores Anaerobios de Flujo a Pistón (RAFP) que cuentan con un volumen aproximado de  $22\text{m}^3$  y un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH=) de 20 h; la degradación anaerobia llevada a cabo es

utilizada principalmente para la remoción de material orgánico (DBO, SS) (Mantilla & Torres, 2017).

3. Tratamiento secundario, con un Reactor de Lodos Activados de Baja Profundidad (RLABP); este sistema tiene como sustrato las aguas provenientes de la digestión anaerobia preliminar. Cuenta con un tramo de 29 m, una sección de 0,42 m de ancho por 0,90 m de altura, adaptado para el funcionamiento de un sistema de aireación difusa por burbuja fina intermitente; la inyección de aire es suministrada por una bomba de aire difuso que opera con patrones de intermitencia modificables (Báez & Cely, 2013). Su función es la de romper el aire por medio de burbujas y dispersarlo en el tanque por la parte inferior, esto por medio de discos difusores de burbuja fina que se encuentran en la base del tanque (Figura 4).

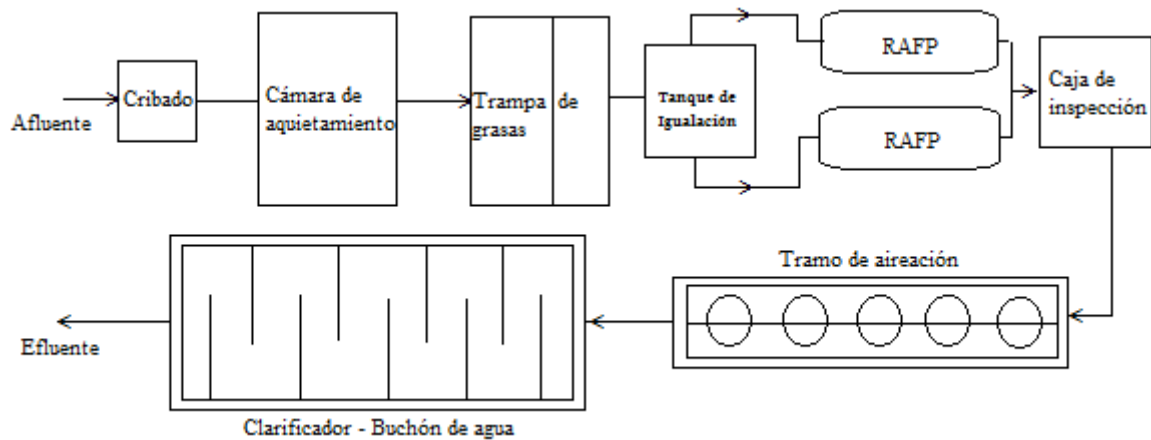
**Figura 4.** Disco difusor de burbuja fina



Fuente: Autoras

4. Tratamiento terciario biológico con buchón de agua, esta unidad posee un sistema de canales con aproximadamente 300 metros de longitud y sección transversal definida ( $a \cdot h$ ). Los canales están cubiertos por plantas acuáticas flotantes (*Eichhornia crassipes*) que remueven algunos nutrientes y se complementa la remoción de materia orgánica. En estos canales se presenta sedimentación de sólidos, formando una capa de lodos que fue recirculada al RLABP. El esquema general del tren de tratamiento de la PTAR-UPB está representado en la (Figura 5).

**Figura 5.** Representación del tren de tratamiento empleado en la PTAR –UPB.



Fuente: Autoras.

## 4.2 INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH) Y TIEMPO DE APAGADO SOBRE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y ORTOFOSFATOS EN UN RLABP.

### 4.2.1 PUNTOS DE MUESTREO Y PRESERVACIÓN DE MUESTRAS.

Se establecieron 4 puntos para recolección de muestras; el primero de ellos se localizó en el inicio del tramo de aireación y se denotó como entrada a canales (EC), representando el afluente para esta investigación, allí se descargan las aguas provenientes del RAFP que se emplean como sustrato para el inicio del tratamiento. Con el fin de evaluar el efecto de TRH sobre la remoción de nutrientes dentro del RLABP, se analizaron dos valores ( $TRH_1 = 7,5$  h;  $TRH_2 = 11,84$  h) dentro del tramo de aireación ubicados a los 18 y 29 (m) respectivamente. Finalmente, se establece el efluente (EF) como punto final de muestreo.

Las jornadas de muestreo se realizaron entre los meses de mayo y agosto de 2017, durante catorce semanas entre las 8:00 am y 2:00 pm, salvo en algunos casos en los que la precipitación retardó el inicio de esta actividad. Se conformaron en total 20 muestras compuestas envasadas en recipientes plásticos, preservadas y refrigeradas a una temperatura de aproximadamente 4°C dentro del laboratorio de

aguas residuales, localizado en la Universidad Pontificia Bolivariana – Seccional Bucaramanga (UPB).

La primera intermitencia de aireación (I1) fue evaluada en la época de cursos intersemestrales y vacacionales los muestreos se realizaron los días 14, 16, 21, 23 y 28 de junio de 2017. La PTAR - UPB atendió una población de aproximadamente 2085 personas, comprendida entre estudiantes y administrativos; el equivalente al 47% de la población total durante periodos académicos regulares; durante (I2), se realizó al inicio de clases del segundo periodo académico y atendió una población total de 4481 personas aproximadamente, comprendida entre estudiantes y administrativos, equivalente al 100% de la población para ese periodo académico; los muestreos se ejecutaron los días 19, 21, 25, 27 de julio y el 01 de agosto. Posterior a I2; para el tercer patrón de aireación intermitente (I3) los muestreos se realizaron los días 9, 11, 16, 17 y 18 de agosto de 2017. Frecuentemente se presentaron fuertes precipitaciones en los días anteriores a los muestreos. Durante I1 no hubo recirculación de lodos dentro del RLABP debido a un daño de la bomba empleada para este fin; para I2 e I3 el tanque de aireación recibió un caudal de recirculación de lodos los días 01, 03 y 17 de agosto respectivamente.

#### **4.3 DISEÑO EXPERIMENTAL**

Se implementó un diseño factorial con dos factores, el primero correspondió al TRH dentro del RLABP, con dos niveles y el segundo factor fue la intermitencia utilizada durante el proceso de aireación, con tres niveles. Cada intermitencia incluye un tiempo de apagado diferente o ausencia de aireación, el cual influye en el proceso biológico. La configuración del sistema de aireación fue modificada de manera que funcionara de acuerdo al ciclo on/off a evaluar, una semana antes a la toma de las muestras.

Los valores de TRH en el RLABP fueron 7,5 y 11,8 horas. Los patrones de intermitencia, compuestos por ciclos de aireación y no aireación (on/off) fueron: 90/90, 60/120 y 150/30 minutos. La duración total de cada ciclo fue de 3 h para cada



intermitencia. Los factores de estudio se evaluaron para cada una de las variables respuesta, las interacciones y nomenclaturas que se designaron se presentan a continuación en la tabla 2.

**Tabla 2.** Diseño Experimental

	TRH (hr)	7,5	11,8
Intermitencia (min)			
90/90		I <sub>1</sub> T <sub>7,5</sub>	I <sub>1</sub> T <sub>11,8</sub>
60/120		I <sub>2</sub> T <sub>7,5</sub>	I <sub>2</sub> T <sub>11,8</sub>
150/30		I <sub>3</sub> T <sub>7,5</sub>	I <sub>3</sub> T <sub>11,8</sub>

Fuente: Autoras

#### 4.4. VARIABLES RESPUESTA

Las variables respuesta del proyecto fueron: concentración de nitrógeno total (NTK), nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub>), ortofosfatos (PO<sub>4</sub>), nitratos (NO<sub>3</sub>), alcalinidad (CaCO<sub>3</sub>) y nitritos (NO<sub>2</sub>). Adicionalmente se midieron parámetros *in situ* como temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto (OD). Todos estos parámetros se desarrollaron teniendo en cuenta los métodos estándar (APHA et al., 2012). Los métodos empleados para la medición de estos parámetros se encuentran registrados en la tabla 3.

**Tabla 3.** Parámetros y métodos empleados

Parámetro	Método
NTK	SM 4500 – Norg, 4500 – NH <sub>4</sub> C
NH <sub>4</sub>	SM 4500 – NH <sub>4</sub> C
NO <sub>3</sub>	SM 4500 NO3-B
NO <sub>2</sub>	SM 4500
PO <sub>4</sub>	SM 4500- P C
CaCO <sub>3</sub>	SM 2320B
<i>In Situ</i>	

OD	Multiparámetro
pH	
T°	
μs/cm	

Fuente: Autoras

#### 4.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con el fin de determinar el efecto producido por los ciclos de aireación intermitente aplicados y los TRH se realizó un análisis de varianza lineal (ANOVA) entre estos factores, sobre las medias de las variables respuesta; para este caso se realizó un diseño de bloques con una confianza del 95% y nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0,05.

En el cual se concluye que si ( $p$ ) obtiene un valor menor ( $\alpha$ ) al menos una media de concentración es diferente y por medio del método de Tukey se concluye específicamente en cuál de intermitencia y TRH se produce. Este análisis evalúa la importancia de varios factores con distintos niveles sobre las medias de las variables respuesta (Minitab, 2018). De esta manera, se analizó la influencia de la aireación intermitente y el TRH comparando las medias de las variables respuesta en cada uno de los niveles. De acuerdo a lo anterior, se plantea la hipótesis nula en la cual todas las medias de los niveles factoriales son iguales ( $H_0$ ), mientras que la hipótesis alternativa establece que al menos una es diferente ( $H \alpha$ ). Para este caso se realizó un diseño de bloques con una confianza del 95% y nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0,05.

Hipótesis por probar

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3$$

$H_a$ : al menos una es diferente

$H_0$ : el promedio de todas las intermitencias produce igual eficiencia

$P < \alpha$ : Se rechaza  $H_0$

$P \geq \alpha$ : Se acepta  $H_0$

#### **4.6. ANÁLISIS DE PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO Y NITRATOS EN EL PERIODO SIN AIREACIÓN.**

El análisis de nutrientes y oxígeno disuelto durante los periodos sin aireación se realizó con distintas pruebas, obteniendo un número significativo de muestras con el fin de obtener resultados derivados a partir de estas, para tener la base en la construcción de los perfiles, logrando determinar la cinética. De acuerdo a lo anterior, se llevó a cabo el proceso de toma de muestras cada determinado tiempo durante un día de la última semana de cada periodo de intermitencia.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 CONDICIONES AMBIENTALES Y PARÁMETROS DE CONTROL

**Tabla 4.** Condiciones ambientales y parámetros de control

Parámetro		Escenarios			
		EC	T <sub>7,5</sub>	T <sub>11,8</sub>	EF
QL/s	I1	0,34	0,34	0,34	0,47
	I2	0,21	0,21	0,21	0,70
	I3	0,18	0,18	0,18	0,83
pH	I1	8,06	8,64	8,76	6,95
	I2	7,28	7,7	7,39	7,28
	I3	8,06	8,38	8,13	7,65
Conductividad $\mu\text{S/cm}$	I1	610,53	598,37	596,73	444,50
	I2	755,46	853,42	796,08	861,17
	I3	1778,46	1796,42	1743	1756,21
Tagua °C	I1	25,05	24,52	24,49	24,18
	I2	24,67	23,96	24,36	23,72
	I3	25,37	24,61	24,57	24,25
Alcalinidad mg/L CaCO <sub>3</sub>	I1	186,70	143,00	181,50	163,00
	I2	309,10	282,90	304,70	306,80
	I3	487,90	604,90	610,70	570,90

Fuente: Autoras

El caudal de entrada al RLABP se reguló en 0.20 L/s al inicio del muestreo, pero a lo largo de este, se presentaron variaciones hidráulicas y en promedio se obtuvo un caudal de 0.34, 0.21 y 0.18 L/s para I1, I2 e I3 respectivamente, el caudal excedente proveniente de los RAFP tuvo que ser dispuesto luego del tramo de aireación y antes de su entrada al tratamiento terciario; por ende, en el EF se presentó un aumento significativo del caudal dispuesto durante I2 e I3.

La temperatura en el agua es de gran importancia, porque influye en la vida acuática, altera las concentraciones de oxígeno disuelto e interviene en la rapidez de las reacciones químicas y la actividad microbiana (Romero, 2004). En el afluente del RLABP, durante I1, I2 e I3 se registraron respectivamente temperaturas medias de 25.05, 24.67, 25.37 °C. Asimismo, estudios recientes de Sarioglu (2017),

confirman que la capacidad de remoción simultanea de N y P se ve reducida con temperaturas por encima de los 28°C; por lo tanto, la temperatura en este estudio no presume ser un factor inhibidor para este proyecto y el rango se considera óptimo para procesos de nitrificación y desnitrificación (Romero, 2004).

Durante I1, I2 e I3 el RLABP tuvo un pH medio de 8.06, 7.46 y 8.06 respectivamente. En términos generales, se contó con un pH favorable para el desarrollo de vida microbológica al situarse dentro del rango recomendado por Romero (2004), equivalente a 6,5 a 8,5. Asimismo Winkler (1993), sugiere un pH de 8.5 como valor óptimo para procesos biológicos de nitrificación. En procesos biológicos de desnitrificación el pH resulta ser ligeramente más alcalino del valor máximo recomendado (>7,5) durante I1 e I2; no obstante, la desnitrificación no se inhibe hasta valores de pH por encima de 9,5. Sin embargo, los resultados del monitoreo sugieren que no se realizaron procesos de nitrificación ni denitrificación, ya que no hubo variaciones significativas de pH a lo largo de todo el RLABP, lo cual indica que el sistema no recibió aportes ni consumos de H<sup>+</sup> atribuidos a reacciones de nitrificación y denitrificación, respectivamente (Winkler, 1993).

Los valores de conductividad y alcalinidad total para EC durante I1, I2 e I3 fueron de 610.53, 755,46 y 1778.46  $\mu\text{s}/\text{cm}$  y de 186.7, 309.1, 487.9 mg/L CaCO<sub>3</sub> respectivamente. Estos resultados evidencian un aumento gradual de estos parámetros; y se relaciona en parte con el aumento de la población atendida por la PTAR-UPB durante I2 e I3 ya que estos parámetros dependen del contenido de solidos disueltos.

Las variaciones (consumos y aportes) de alcalinidad y pH en el RLABP no aportan evidencia sobre procesos de nitrificación ni desnitrificación a lo largo del mismo durante I1 e I2, a excepción de I3, en dónde solo hubo aporte de alcalinidad. En el sistema terciario por su parte, se presentó una ligera tendencia al consumo de alcalinidad durante I1 e I3; con excepción de I2 donde su concentración no varió.

En general las condiciones ambientales de operación para el RLBP reportadas en este estudio se consideran aptas para el desarrollo del tratamiento.

**Tabla 5.** Concentración máxima y mínima de OD para cada intermitencia

OD mg/l	INTERMITENCIA 1		INTERMITENCIA 2		INTERMITENCIA 3	
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
EC	3,77	0,14	4,75	0,01	6,37	0,46
T <sub>7,5</sub>	6,32	0,92	5,09	1,03	7,08	5,24
T <sub>11,8</sub>	5,45	1,74	1,37	0,00	4,38	3,70
EF	2,74	1,26	0,88	0,08	0,73	0,13

Fuente: Autoras

Frecuentemente se reporta inhibición de los procesos de nitrificación cuando las concentraciones de oxígeno disuelto se encuentran en un rango de 0,2 – 0,5 mg/L (Romero, 2004; Winkler1993). Sin embargo, en recientes estudios, Guoqiang, (2015) indica que una nitrificación completa es posible con concentraciones de OD<0,5 mg/L, cuando se mantienen bajos niveles de oxígeno a largo plazo, esto inhibe el decaimiento en las células nitrificantes lo cual resulta en el enriquecimiento de las mismas, compensando los efectos adversos por las bajas concentraciones de OD.

Para las tres intermitencias se registraron concentraciones de OD mayores a 2 mg O<sub>2</sub>/L (condiciones aerobias), sin embargo también para las tres intermitencias el OD presentó valores bajos, atribuido posiblemente a que el periodo de no aireación en esta etapa se prolongó; de igual manera, el tratamiento terciario con *E. crassipes* dificulta la transferencia de oxígeno atmosférico, por efecto de la cubierta de las plantas sobre la superficie del agua, favoreciendo condiciones anaerobias (Martelo et al, 2012 citado por Baez & Cely, 2013).

## 5.2 NITRÓGENO

La caracterización de NTK durante I1, I2 e I3 en la entrada al sistema de aireación (EC), arrojó concentraciones medias de 215.35, 296.24 y 175.56 mgNTK/L respectivamente, superando el rango típico establecido por Romero (2004), el cual oscila entre 30 y 100 mg NTK/L para aguas residuales domésticas. De igual forma, los resultados del presente estudio se sitúan ligeramente por encima de los valores registrados por Báez y Cely (2010), quienes obtuvieron un máximo valor de 155 mg NTK/L en la misma PTAR. Así mismo, Pérez (2011), Torres y Mantilla (2017), alcanzaron concentraciones de 210 y 113,4 mg NTK/L en el mismo sistema de lodos activados del presente estudio. En la Tabla 5 se presentan las concentraciones promedio de NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NTK y N-NH<sub>4</sub> para la entrada al sistema de aireación durante cada intermitencia.

**Tabla 6.** Concentraciones promedio de compuestos nitrogenados para EC.

EC	Nitritos mg/L NO <sub>2</sub>	Nitratos mg/L NO <sub>3</sub>	Nitrógeno Kjendahl mg/L NTK	Nitrógeno Amoniacal mg/L N-NH <sub>4</sub>
I1	0,18	12,92	215,35	177,74
I2	0,09	20,69	296,24	230,55
I3	<LD*	18,67	175,56	138,60

\* Por debajo del límite de detección

Fuente: Autoras

Adicionalmente, se observó que las cargas afluentes del RLABP no fueron homogéneas en cada ciclo de intermitencia, para constatar esto, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con los datos de NTK en EC (Anexo C); este análisis mostró diferencias significativas entre los aportes diarios de NTK durante las tres intermitencias, es decir, se reportaron días de alto contenido orgánico y días de disminución del mismo, esto atribuido a la programación de actividades universitarias y dificultades en la estabilización del caudal. Según Venegas (2015), la variación diaria de la carga afluente de un sistema afecta el proceso de eliminación de nitrógeno en un afluente altamente nitrogenado, ya que se

obstaculiza la estabilización de bacterias encargadas de la oxidación del amonio a nitrato.

Es importante resaltar que uno de los principales inconvenientes que se presenta durante el proceso de nitrificación, ocurre debido a la inhibición por altas concentraciones de amonio y nitrito. Anthonisen et al. citado en Carrera (2004) halló que las formas no ionizadas de amoniaco y ácido nitroso dificultan tanto el paso de amonio a nitrito como el de nitrito a nitrato en función del pH y la temperatura. Asimismo, en un sistema discontinuo, Carrera (2004) estudió la inhibición que el amoniaco provoca sobre la nitrificación evaluando el efecto de distintas concentraciones de  $\text{NH}_4$  con un pH de 8,25 y temperatura de 20°C. Encontró que la inhibición de la nitrificación por amoniaco inicia con 2.2 mg  $\text{NH}_4$  y es total con concentraciones de 147 mg  $\text{NH}_4/\text{L}$ . Además, deduce que el paso de nitrito a nitrato se encuentra fuertemente inhibido por la presencia de nitrógeno amoniacal pero que esta inhibición no es total; cerca del 30% del nitrógeno amoniacal desarrolló una nitrificación completa. En un RBS, Escaler & Mujeriego (2001), igualmente atribuyen las altas concentraciones de nitrógeno en el afluente, como posible explicación para los rendimientos globales de eliminación de N, pues obtuvieron una media de 53% remoción total de N; la eliminación de  $\text{NH}_4$  osciló en torno al 88% y los nitratos obtuvieron una media de remoción del 62%; concluyen que un tratamiento que se basa en la sucesión de condiciones aerobias y anóxicas, favorece los procesos de nitrificación y desnitrificación simultánea.

En el presente estudio las remociones porcentuales de NTK (Anexo E), no superaron el 13% en su paso por el tren secundario (RLABP) y del 8% en el tratamiento terciario (buchón de agua) durante I1. Para  $\text{NH}_4$  los resultados indican que el mayor porcentaje de remoción en el RLABP ocurrió durante I1 con un valor del 20% y de 14% para el tratamiento con buchón de agua durante la misma intermitencia, indicando bajo rendimiento de la PTAR – UPB sobre la eliminación total de este nutriente. Por lo anterior, se infiere que las altas concentraciones de amonio y las variaciones hidráulicas que se presentaron a lo largo de este estudio



podieron afectar la estabilización de las bacterias nitrificantes y por ende los procesos de nitrificación dentro del RLABP.

Por otra parte, la presencia de nitratos indica una estabilización de las aguas respecto a su demanda de oxígeno y su concentración puede ser del orden de los 30 mg/L de  $\text{NO}_3$  (Romero, 2004). La caracterización de la concentración de  $\text{NO}_3$  aumentó durante I2 e I3, esto dado probablemente a que durante estos periodos se atendió el 100% de la población universitaria respecto a I1. En contraste, las remociones porcentuales de  $\text{NO}_3$  durante los ciclos de aireación, tuvieron valores muy cercanos durante las tres intermitencias con un promedio de 28%; este proceso se basa en la reducción de las formas oxidadas de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) a través de bacterias heterótrofas facultativas que al exponerse a ambientes anóxicos cambian su metabolismo y utilizan los  $\text{NO}_x$  como aceptores finales de electrones para su posterior eliminación del AR en forma de nitrógeno gaseoso como  $\text{N}_2$  ó  $\text{N}_x\text{O}$  (Garzón, 2015); se resalta entonces que si bien este estudio no puede confirmar la presencia de rutas alternativas para la RBN, se reporta la pérdida de  $\text{NO}_x$  tanto en ambientes aerobios como en los anóxicos; en donde se presume que la eliminación de  $\text{NO}_3$  en el tratamiento secundario se favoreció ligeramente sobre la eliminación de  $\text{NH}_4$ . En efecto, estudios de Suarez y Jácome, (2007), confirman que contrario a las bacterias nitrificantes, las desnitrificantes como heterótrofas que son, tienen velocidades de crecimiento elevadas y requieren edades de lodos menores respecto a las primeras. Del mismo modo, Menéndez y Pérez (2010), afirman que la capacidad de ubicuidad que poseen las bacterias denitrificantes, reduce la necesidad de favorecer ambientes especiales para su subsistencia.

### **5.3 FÓSFORO**

De acuerdo a Henze (2008), las remociones biológicas de P se dan gracias a las bacterias heterotróficas (OAP), capaces de almacenar ortofosfatos por encima de sus requerimientos nutricionales inmediatos; este proceso se fundamenta en la secuencia de ambientes aerobio-anóxico-anaerobio, dentro de la línea de tratamiento. Bajo condiciones de anaerobiosis, los OAP rompen las moléculas de

polifosfato resultando en la liberación de P; después este es tomado como sustrato en ambientes aerobios para el incremento de la producción de células nuevas. (Von Sperling, 2007). Finalmente, la remoción de este nutriente se da cuando los OAP incorporan grandes cantidades de P y estos son removidos junto a los lodos.

En este estudio el RLABP recibió una frecuencia de recirculación de lodos quincenal provenientes del sedimentador, la cual resultó insuficiente para mantener una óptima concentración de SSVLM que permitiera la presencia de biomasa y por lo tanto los microorganismos nitrificantes fueron lavados del sistema ya que, en general el TRC fue igual al TRH aproximado del sistema (0.5 d). En los sistemas de lodos activados con remoción biológica conjunta de N y P, es necesario controlar minuciosamente factores de operación tales como SSVLM, TRC y relación A/M ya que estos factores son los más relevantes a la hora del diseño de este tipo de tratamiento.

Según Báez y Cely (2010), para procesos de lodos activados la relación A/M poseen un rango óptimo que oscila entre 0,3 y 0,6 d<sup>-1</sup>; en este estudio, las relaciones A/M para I1, I2 e I3 fueron de 5.33, 4.63, 1.67 d<sup>-1</sup> respectivamente. Estos valores indican que la masa de sustrato aplicada al sistema es mucho mayor respecto a la masa de sólidos volátiles suspendidos (biomasa), dentro del tanque de aireación (Techobanoglous, 2000).

**Tabla 7.** Factores de operación del RLABP para cada intermitencia.

	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>
<b>SSVLM</b>	454,7	495,3	1624
<b>A/M</b>	5,3	4,63	1,67
<b>TRC (d-1)</b>	0,3	0,45	0,52

Fuente: Autoras

Los microorganismos se encuentran frente a un exceso de alimento, esta biomasa se desarrolla usando la materia orgánica presente en el afluente del sistema y es la

encargada de realizar las reacciones bioquímicas asociadas a la remoción de materia orgánica y nutrientes (Von Sperling, 2007). La fracción volátil de los sólidos se considera proporcional a la actividad de la masa microbiana (Romano, 1995). Durante las intermitencias hubo recirculación de lodos provenientes del sedimentador secundario al RLABP dos veces por mes, indicando que recirculaciones nulas o bajas, resultan insuficientes para producir un efecto mínimo sobre este parámetro y por lo tanto, los microorganismos nitrificantes fueron lavados del sistema porque, en general, el TRC fue igual al TRH del sistema, aproximadamente 0.5 d.

#### **5.4 EFECTO DEL TIEMPO DE APAGADO Y TRH SOBRE LA ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES**

El sistema de aireación suministrado en el RLABP de la PTAR – UPB operacionalmente fue modificado, con el fin de desarrollar de manera efectiva la evaluación y seguimiento de la influencia de la aireación intermitente, sobre los porcentajes de remoción de nitrógeno y fósforo (nutrientes), dentro del tren de tratamiento secundario.

La remoción biológica de nutrientes (RBN), requiere una secuencia de tratamiento específica; si el objetivo es realizar una remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo, es necesario que el sistema pase por condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias. La nitrificación, desnitrificación, liberación y toma en exceso de fósforo implican competencia entre poblaciones microbianas y por lo tanto la operación debe ser controlada. (Vanegas, Carolina 2015).

En la literatura es muy común encontrar que los procesos de lodos activados son llevados a cabo mayoritariamente en un solo RBS; allí la secuencia de tratamiento promueve la intervención de procesos donde se arranque la remoción de materia orgánica y nutrientes por operación de los ciclos de aireación, mezcla, reacción, sedimentación, así como de la presencia de zonas aerobias/anóxicas/anaerobias.

(Pérez, Daudant, Contreras & Gonzalez, 2002; Gonzalez & Saldarriaga, 2008; Escaler & Mujeriego, 2001; Cárdenas et al, 2006)

Por otra parte la reconversión de las PTARS con sistemas de flujo continuo permite la adaptabilidad de estos sistemas para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes de manera efectiva y a bajo costo; es así como la aireación intermitente permite modificar la operación y pasar de un suministro continuo de aire hacia uno intermitente; Colli (2002), experimentó en un sistema de aireación extendida, modificada para operar con aireación intermitente 15 escenarios con variaciones en los tiempos de aireación y no aireación, compuestos por ciclos de tres horas durante dos años. Los mejores resultados arrojaron eficiencias de remoción de NT del 94% con el ciclo (ON/OFF) de (50/130) minutos respectivamente, fuera de lo anterior, el consumo de energía en este escenario se redujo cerca de un 76.6% respecto al régimen de aireación continua.

En este estudio se evaluó la influencia de la aireación intermitente y los TRH sobre las concentraciones de N y P a lo largo del RLABP, a través de un análisis de varianza lineal (ANOVA) entre I1, I2 e I3 y los TRH (7,5 y 11,8 h); se realizó un diseño de bloques con una confianza del 95% y nivel de significancia ( $\alpha$ ) de 0,05. En la Tabla 7 se presentan las concentraciones obtenidas en cada condición experimental.

**Tabla 8.** Concentraciones de N y P para cada punto durante I1, I2 e I3

	<b>NTK</b>	<b>N-NH<sub>3</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>PO<sub>4</sub></b>
<b>I<sub>1</sub>T<sub>7,5</sub></b>	203,34	150,70	0,07	10,45	6,03
<b>I<sub>1</sub>T<sub>11,8</sub></b>	191,59	142,97	0,11	9,31	6,01
<b>I<sub>2</sub>T<sub>7,5</sub></b>	297,53	239,57	0,11	16,35	7,91
<b>I<sub>2</sub>T<sub>11,8</sub></b>	256,31	204,79	0,31	15,41	7,97
<b>I<sub>3</sub>T<sub>7,5</sub></b>	203,37	132,44	1,22	10,69	7,66
<b>I<sub>3</sub>T<sub>11,8</sub></b>	202,65	135,52	1,63	13,01	6,96

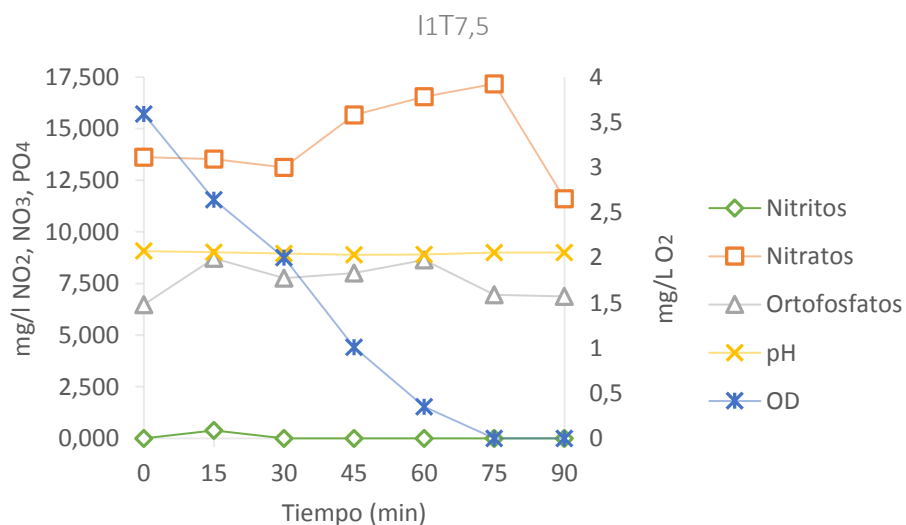
Fuente: Autoras

Puesto que la concentración de  $\text{NO}_2$  fue baja o nula durante todos los ensayos, no se tuvo en cuenta para este análisis. Para el caso de  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  y NTK, el ANOVA arrojó probabilidades de 0.092, 0.056, 0.243 respectivamente por su parte el  $\text{PO}_4$  la probabilidad fue de 0.06 (Anexo D), por lo cual se acepta la hipótesis de que en general, ni los ciclos de aireación ni el TRH producen un cambio significativo en la concentración de estos compuestos a lo largo del RLABP.

### 5.5 ANÁLISIS DE LOS PERFILES DE OXÍGENO DISUELTO Y NITRATOS EN EL PERIODO SIN AIREACIÓN.

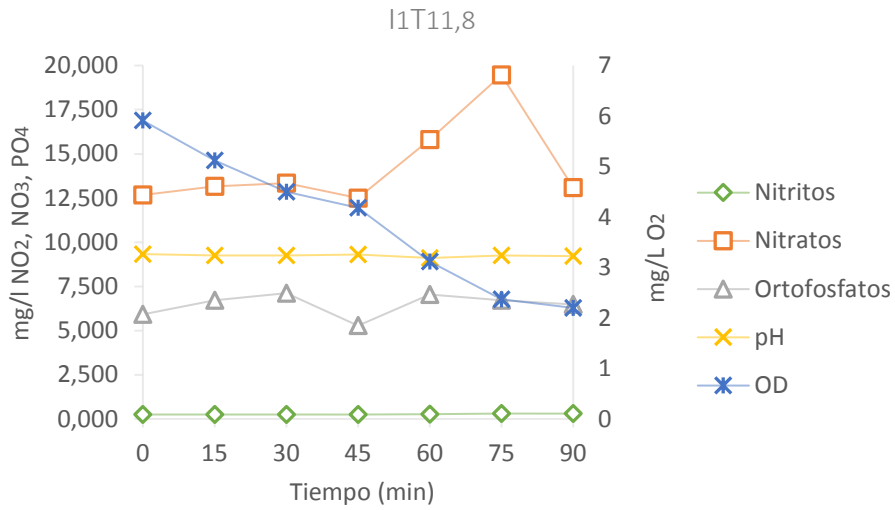
Para el análisis de los perfiles en cada intermitencia, se realizó toma de muestras en el periodo de no aireación (min off) cada 15 minutos un día de la última semana de no aireación. En las figuras 6, 7 ,8, 9, 10 y 11 se presentan los resultados obtenidos para nitritos, nitratos, ortofosfatos, pH y OD, para cada intermitencia y TRH evaluados.

**Figura 6. Perfiles para I<sub>1</sub>T<sub>7,5</sub>**



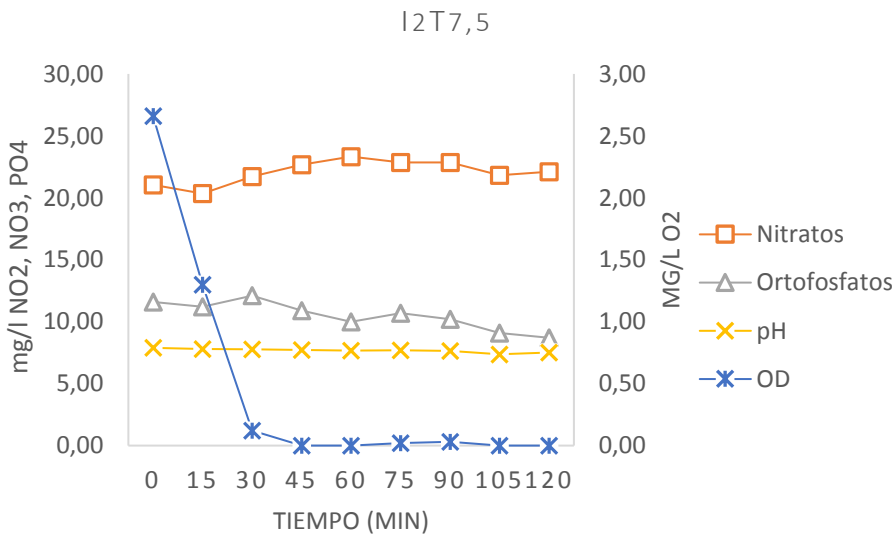
Fuente: Autoras

**Figura 7. Perfiles para I1T11,8**



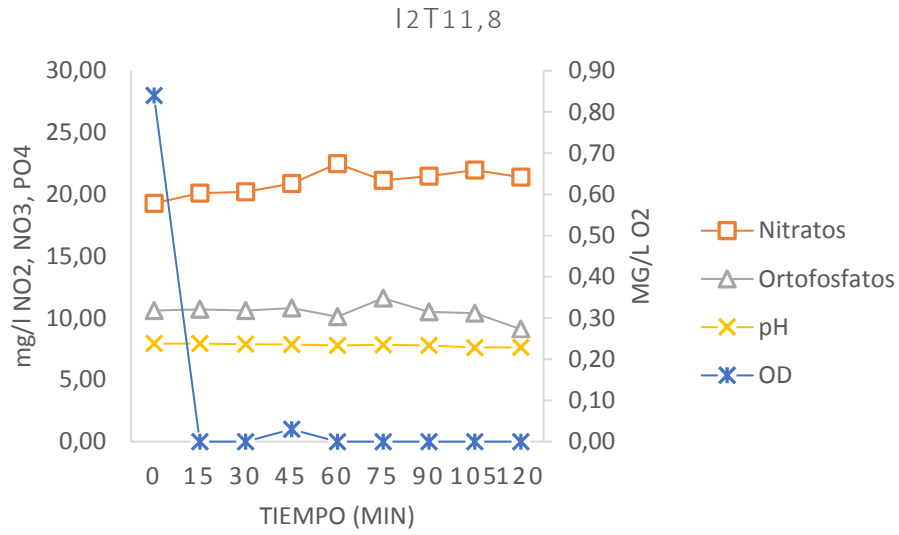
Fuente: Autoras

**Figura 8. Perfiles para I2T7,5**



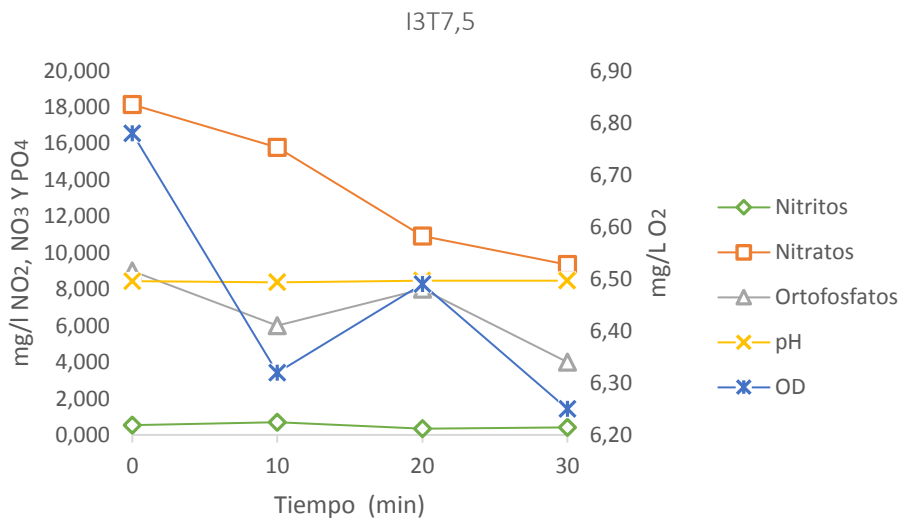
Fuente: Autoras

**Figura 9. Perfiles para I2T11,8**



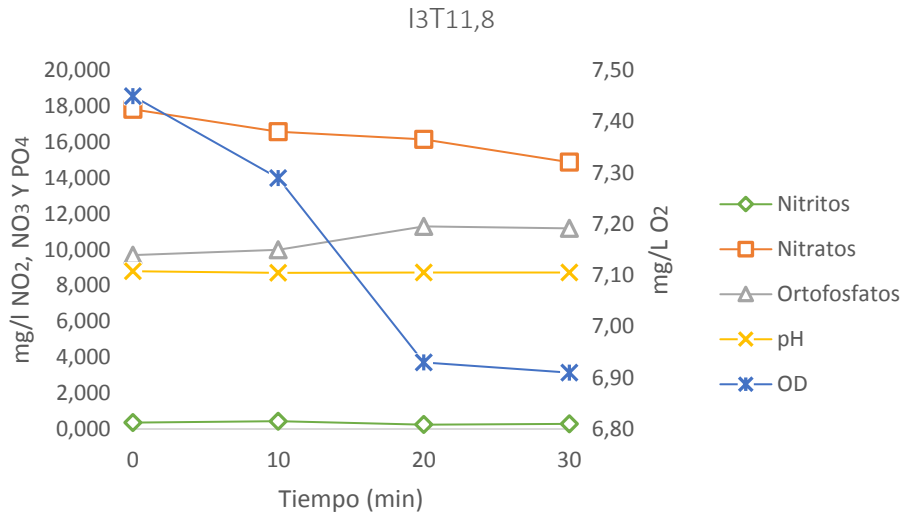
Fuente: Autoras

**Figura 10.** Perfiles para I3T7,5



Fuente: Autoras

**Figura 11.** Perfiles para I3T11,8



Fuente: Autoras

La oxidación de los nitritos se hace rápidamente, por lo cual la caracterización de este compuesto arrojó concentraciones bajas o nulas durante las tres intermitencias. Asimismo, no se presentó aumento ni disminución en las concentraciones de  $PO_4$  a lo largo del RLABP de manera que su concentración permaneció con la misma tendencia en cada perfil realizado. Durante I1 se presentó una caída gradual de la concentración de OD en el TRH=7,5 h, allí la fase aerobia tuvo una duración aproximada de 55 minutos, seguida de una fase anóxica de 20 minutos y finalmente una fase anaerobia de 15 minutos. Por otro lado, en el TRH=11,8 h se presentó un descenso en la concentración de OD hasta los 2,2 mg/L indicando así que solo se obtuvo una fase aerobia para este punto durante los 90 minutos; esto dado probablemente al hecho de que para este punto la concentración de OD al inicio del periodo de no aireación, fuera casi el doble respecto al primer TRH y por lo tanto, este no se agotó con la misma velocidad. Las mayores concentraciones de  $NO_3$  en I1T7,5 e I1T11,8 tuvieron valores de 17,17 y 19,46 mg/L respectivamente y se alcanzaron en el punto de inicio de la fase anaerobia (OD= 0mg/L); esto a causa de que los nitratos se incrementan por el proceso de nitrificación a medida que el oxígeno disuelto empieza a llegar a fase anóxica. (Romero, 2004).



Para la I2, se presentó una caída de la concentración de OD en el TRH=7,5 h, allí la fase aerobia tuvo una duración aproximada de 25 minutos, seguida de una fase anóxica de 20 minutos y finalmente una fase anaerobia de 75 minutos. Por otro lado, en I2T11.8 la fase aerobia se mantuvo los primeros 6 minutos, seguida de fase anóxica de 40 minutos y posteriormente fase anaerobia de 76 minutos. Las mayores concentraciones de NO<sub>3</sub> en I2T7.5 y I2T11.8 tuvieron valores de 23.33 y 22.48 mg/L y se alcanzaron en el punto de inicio de la fase anaerobia (OD= 0mg/L). Finalmente en el desarrollo de I3, se contó con una fase aerobia permanente Tanto para el punto I3T7.5 como para I3T11.8 puesto que el descenso en la concentración de OD tuvo un mínimo de 6.25 mg/L

## 6. CONCLUSIONES

La PTAR-UPB contribuye al saneamiento de las AR de la institución, pero opera bajo condiciones de inestabilidad de caudal y la baja eficiencia de remoción de N y P en el tratamiento secundario, esto atribuido a deficiencias en el QRL y TRC dentro del RLABP produciendo que los microorganismos sean lavados del sistema.

La remoción biológica de nutrientes implica competencia entre poblaciones microbianas (Vanegas, 2015) Para el caso de  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , NTK y  $\text{P}_04$  el ANOVA arrojó (P) de 0.092, 0.056, 0.243 y 0.06 respectivamente por lo cual se acepta la hipótesis de que en general, ni los ciclos de aireación ni el TRH producen un cambio significativo en la concentración de estos compuestos en el RLABP.

Las condiciones A-A-A favorece la RBN, las mejores eficiencias de remoción de NTK y  $\text{NH}_4$  fueron de 13% y 20%, respectivamente, durante I1 en su paso por el tren secundario (RLABP) y del 8% y 14% en el tratamiento terciario (buchón de agua). Asimismo, el análisis de los perfiles de OD y nitratos revela que en general, durante I1 se favoreció la secuencia de etapas A-A-A; la primera con una duración aproximada de 55 – 20 - 15 min respectivamente.

Las remociones porcentuales de  $\text{NO}_3$  durante los ciclos de aireación, tuvieron valores muy cercanos durante las tres intermitencias con un promedio de 28%. La eliminación de  $\text{NO}_3$  en el tratamiento secundario, se favoreció sobre la eliminación de  $\text{NH}_4$ , ya que contrariamente a las bacterias nitrificantes, tienen velocidades de crecimiento elevadas y requieren edades de lodos menores respecto a las primeras.

## 7. RECOMENDACIONES

- Para incrementar la biomasa del reactor se recomienda reducir la relación A/M aumentando la recirculación de lodos aerobios (Juárez, 2009) posteriormente evaluar la saturación de oxígeno en el AR, debido a que el aumento de esta relación supone una disminución de la transferencia de oxígeno (Romero, 2004).
- Se precisa el estudio de los parámetros de operación mediante un monitoreo constante de la calidad del agua para determinar así las condiciones en las cuales los microorganismos degradan los residuos, teniendo en cuenta que estos suministran la información básica necesaria para el control del tratamiento biológico aerobio (Juarez, 2009).

## 8. BIBLIOGRAFÍA

APHA AWWA WEF 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC.

Arnáiz, C., Isac, L., & Lebrato J. (2000). Tratamiento biológico de aguas residuales. Revista tecnología del agua. Recuperado de: <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/edar.pdf>

Báez , L., & Cely,K. (2013). Estudio para la adaptación del tratamiento terciario de la PTAR-UPB como un sistema de lodos activados (tesis de pregrado). Universidad Ponticia Bolivariana, Bucaramanga, Colombia.

Barba, L. (2002). Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia. Recuperado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>

Cajigas, A., Pérez, A., & Torres, P. (2005). Importancia del ph y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et technia*, 1(27), 243- 248.

Cárdenas, C., Perruolo, T., Târre, Y., Flores, K., Trujillo, A., Saules, L., Araujo, I., & Yabroudi, S. (2006). Remoción de nutrientes en un reactor discontinuo secuencial. *Redalyc*, 31(11), 787- 793.

Cárdenas, G. & Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista universidad y salud*, 15(1), 72-88.

Carrera, J. (2004). Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga. Estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial (tesis doctoral). Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España.

Centro de Investigación y desarrollo tecnológico del agua. (s.f). Características de las aguas residuales. Recuperado de: <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF>

Chan, C., Guisasola, A., & Baeza, J. A. (2017). Enhanced Biological Phosphorus Removal at low Sludge Retention Time in view of its integration in A-stage systems. *Water Research* , 217-226.

Crites, R. & Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Santafé de Bogotá, Colombia : Mc Graw Hill.

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

Collí, J., Sugita, H., Yamaoka, M., & Ruiz, H. (Noviembre de 2002). Aireación intermitente para remoción biológica de nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas residuales de una sola etapa. En Federación Mexicana de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales FEMISCA (coord.). Congreso Interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental. (pp. 1-8). Cancún, México: FEMISCA.

Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York. (1998). Manual de tratamiento de aguas negras. México: Limusa S.A.

Escaler, M. & Mujeriego, R. (Marzo 2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. *Ingeniería del agua*, 8(1). 67 – 77.

Gallo, J. (2017). Influencia de la aireación intermitente sobre la remoción de la carga organica en un reactor de lodos activados de baja profundidad (tesis de pregrado). Universidad Pontificia Bolivariana, Bucaramanga, Colombia.

Garzón, M. (2005). Mecanismos no convencionales de transformación y remoción del nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería hidráulica en México*, 10(4), 137-149.

González, M., & Saldarriaga, J. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fosforo en un sistema tipo anaerobio- anóxico-aerobio. *Revista EIA*, (10).

Guerra Cobian, V. H. (1996). Pretratamiento anaerobico en sistemas de tratamiento biologico de aguas residuales. México: Universidad Autonoma de Nuevo León.

Guoqiang L. & Jianmin,W. (2015). Modeling effects of DO and SRT on activated sludge decay and production. *Water Research*, 80,169 - 178. doi: [10.1016/j.watres.2015.04.042](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.042)

Henze et al (2008). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. Londres, Inglaterra: IWA publishing

Henze, M. (1997). Waste desing for households with respect to wáter, organics and nutrientes. *Water science and technology*, 35, 113-120. doi: [10.1016/S0273-1223\(97\)00189-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00189-3)

Júarez Tenopala, Francisco Alan (2009), Determinación y análisis de las condiciones de operación.

Lee, D., Kim, M., & Chung, J. (2007). Relationship between solid retention time and phosphorus removal in anaerobic-intermittent aeration process. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 338-344.

Londoño, A., Giraldo G., & Gutiérrez, A. (2010). Métodos analíticos para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua. Bogotá, Colombia: Blanecolor Ltda.

Louzerio, N., Mavinic, D., Oldham, W., Meisen, A., & Gardner, I. (2002). Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor. *Water research*, 36, 2721-2732. doi: [10.1016/S0043-1354\(01\)00494-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00494-8)

Mantilla, A., & Torres, D. (2017). Estudio de la presencia, ocurrencia y destino final, de un compuesto farmacéutico (acetaminofén) en una planta de tratamiento de agua residual institucional educativa (tesis de pregrado). Universidad Pontificia Bolivariana, Bucaramanga, Colombia.

Menéndez, C., & Pérez, J. (2007). Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales. Ciudad de la Habana. Universitaria.

Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. (2015). Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015. Recuperado de: [http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res\\_631\\_marz\\_2015.pdf](http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf)

Minitab, 2016. SOPORTE MINITAB 17 [WWW Document].

Moeller, G., & Tomasini, A. (2010). Microbiología de lodos activados. Bogotá: IDEAM. Recuperado de: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/5Microbiologiadelodosactivados.pdf>

Pérez, M. (2002). Remoción de fosforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR) Cancún, México: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad

Pérez, L. (2011). Estudio a escala de laboratorio de la conversión de un tratamiento terciario a un sistema de lodos activados (tesis de pregrado). Universidad Pontificia Bolivariana, Bucaramanga, Colombia

Putz, P. (2012). Informe práctico Analítica de laboratorio y sistema de control de proceso Nutrientes Fosfato. Recuperado de: <https://es.hach.com/asset-get.download.jsa?id=25593611552>

Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Barcelona, España: Reverte, S.A.

Ramos, R., Sepúlveda, R., & Villalobos, F. (2003). El agua en el medio ambiente; muestreo y análisis. México D.F, México: Plaza y Valdez, S.A de C.V.

Rocha, E. (2010). Ingeniería de tratamiento y acondicionamiento de aguas. Chihuahua, Mexico: Universidad Autonoma de Chihuahua.

Rodriguez, C. (2003). Los peligros de eutrofización de los cuerpos de agua por el vertimiento de las aguas residuales. Ingeniería hidraulica y ambiental,14(2), 7-11.

Romano, V. Z. (1995). Estudios de sedimentación de lodos secundarios de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de Nuevo León (tesis de maestria). Universidad Autónoma de Nuevo Leon, Monterrey, Mexico.

Romero, J.(2004). Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y principios de diseño. Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.



Saldarriaga, J., Hoyos, D., & Correa, M. (2011). Evaluación de procesos biológicos unitarios en la remoción simultánea de nutrientes para minimizar la eutrofización. *Revista EIA*, (15), 129- 140.

Sánchez, Ó., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R., & Zambrano, L.(Ed.). (2007). *Perspectiva sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. México D.F, Mexico.: S y G Editores, S.A. de C.V.

Silva, J. (2004). *Evaluación y rediseño del sistema de estabilización de la universidad de piura (tesis de pregrado)*. Universidad de Piura, Lima, Peru.

Suárez, J. & Jácome, A. (2007). *Eliminación de nitrógeno de las aguas residuales. Procesos de nitrificación y desnitrificación*. Coruña, España: Universidad de Coruña.

Triana, M. (2010). *Contenido didáctico del curso de química ambiental*. Bogotá, Colombia: Universidad nacional abierta y a distancia- UNAD. Recuperado de: <http://repository.unad.edu.co/bitstream/10596/7618/5/M%C3%B3dulo%20de%20Qu%C3%ADmica%20Ambiental.pdf>

United States Environmental Protection Agency. (2017). *Biological nutrient removal processes and costs*. Recuperado de: [https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/criteria\\_nutrient\\_bioremoval.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/criteria_nutrient_bioremoval.pdf)

Universidad de Salamanca (s.f). *Aula virtual del agua*. Recuperado de [http://aulavirtual.usal.es/aulavirtual/demos/simulacion/modulos/curso/uni\\_03/U3C3S7.htm#Anchor1](http://aulavirtual.usal.es/aulavirtual/demos/simulacion/modulos/curso/uni_03/U3C3S7.htm#Anchor1)

Valencia Montoya Guillermo, *Universidad del Valle Conceptos generales de tratamiento biológico*, sf.

Venegas, C. (2015). Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial (tesis doctoral). Universidad de Cantabria, Santander, España.

Von Sperling, M. (2007). Wastewater Characteristics, treatment and disposal. Londres, Inglaterra: IWA publishing.

Winkler, M.(1986). Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ciudad de Mexico, Mexico: Limusa, S.A. de C. V.

Zarate Romano, V. (1995). Estudios de sedimentación de lodos secundarios de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales del estado de Nuevo León. Monterrey: UANL.

## 9. ANEXOS

### ANEXO A. Concentraciones promedio en cada escenario

**Tabla 9.** Parámetros fisicoquímicos para I1

Parámetro	Escenarios			
	EC	IC	SC	EF
Nitritos mg/L NO <sub>2</sub>	0,18	0,07	0,11	0,42
Nitratos mg/L NO <sub>3</sub>	12,92	10,45	9,31	11,37
Nitrógeno Kjeldahl mg/L NTK	215,35	203,34	191,59	176,46
Nitrógeno Amoniacal mg/L N-NH <sub>3</sub>	177,74	150,70	142,97	122,36
Ortofosfatos mg/L PO <sub>4</sub> 2-	6,43	6,03	6,01	6,06
Alcalinidad mg/L CaCO <sub>3</sub>	186,70	143,00	181,50	163,00
DBO <sub>5</sub> mg/L O <sub>2</sub>	86,69	79,17	72,55	67,32
*SST	59	137	111	-

Fuente: Autoras

**Tabla 10.** Parámetros fisicoquímicos para I2

Parámetro	Escenarios			
	EC	IC	SC	EF
Nitritos mg/L NO <sub>2</sub>	0,09	0,11	0,31	0,00
Nitratos mg/L NO <sub>3</sub>	20,69	16,35	15,41	17,03
Nitrógeno Kjeldahl mg/L NTK	296,24	297,53	256,31	294,87
Nitrógeno Amoniacal mg/L N-NH <sub>3</sub>	230,55	239,57	204,79	216,38
Ortofosfatos mg/L PO <sub>4</sub> 2-	7,67	7,91	7,97	8,53
Alcalinidad mg/L CaCO <sub>3</sub>	309,10	282,90	304,70	306,80
DBO <sub>5</sub> mg/L O <sub>2</sub>	132,82	100,60	109,50	86,86
*SST	100	76	83	-

Fuente: Autoras

**Tabla 11. Parámetros fisicoquímicos para I3**

Parámetro	Escenarios			
	EC	IC	SC	EF
Nitritos mg/L NO <sub>2</sub>	0,00	1,22	1,63	0,00
Nitratos mg/L NO <sub>3</sub>	18,67	10,69	13,01	17,56
Nitrógeno Kjeldahl mg/L NTK	175,56	203,37	202,65	183,46
Nitrógeno Amoniacal mg/L N-NH <sub>3</sub>	138,60	132,44	135,52	129,36
Ortofosfatos mg/L PO <sub>4</sub> 2-	8,28	7,66	6,96	9,60
Alcalinidad mg/L CaCO <sub>3</sub>	487,90	604,90	610,70	570,90
DBO <sub>5</sub> mg/L O <sub>2</sub>	183,00	127,23	132,98	90,96
*SST	171	386	565	-

Fuente: Autoras

## ANEXO B. Concentraciones DBO<sub>5</sub> y SST durante cada intermitencia

**Tabla 12. Concentraciones DBO<sub>5</sub> y SST durante cada intermitencia**

I1		EC	IC	FC	EF
DBO <sub>5</sub> (mg/L)		86,69	79,17	72,54	67,32
SST (g/m <sup>3</sup> )	SSV	41	56	70	-
	SSF	18	81	41	-
I2		EC	IC	FC	EF
DBO <sub>5</sub> (mg/L)		132,8181	100,5976	109,4953	86,8594
SST (g/m <sup>3</sup> )	SSV	82	61	69	-
	SSF	18	15	14	-
I3		EC	IC	FC	EF
DBO <sub>5</sub> (mg/L)		183	127,229	132,9823	90,958
SST (g/m <sup>3</sup> )	SSV	99	200	282	-
	SSF	72	186	283	-

Fuente: Gallo (2017).

## ANEXO C. ANOVA para NTK en el punto EC

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
I1	5	1076,768	215,3536	2441,46788
I2	5	1481,2	296,24	6428,408
I3	5	875,8	175,16	2568,288

#### ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	38030,836	2	19015,418	4,98736113	0,02651839	3,88529383
Dentro de los grupos	45752,6555	12	3812,72129			
Total	83783,4915	14				

#### ANEXO D. ANOVA NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>

**Tabla 13.** Análisis Estadístico

Aireación	TRH	Nitritos	Nitratos	Nitrógeno Kjeldahl	Nitrógeno Amoniacal	Ortofosfatos
Intermitencia 1	7,47	0,07	10,45	203,34	150,7	6,03
Intermitencia 2	7,47	0,11	16,35	297,53	239,57	7,91
Intermitencia 3	7,47	1,22	10,69	203,37	132,44	7,66
Intermitencia 1	11,84	0,11	9,31	191,57	142,97	6,01
Intermitencia 2	11,84	0,31	15,41	256,31	204,79	7,97
Intermitencia 3	11,84	1,63	13,01	202,65	135,52	6,96

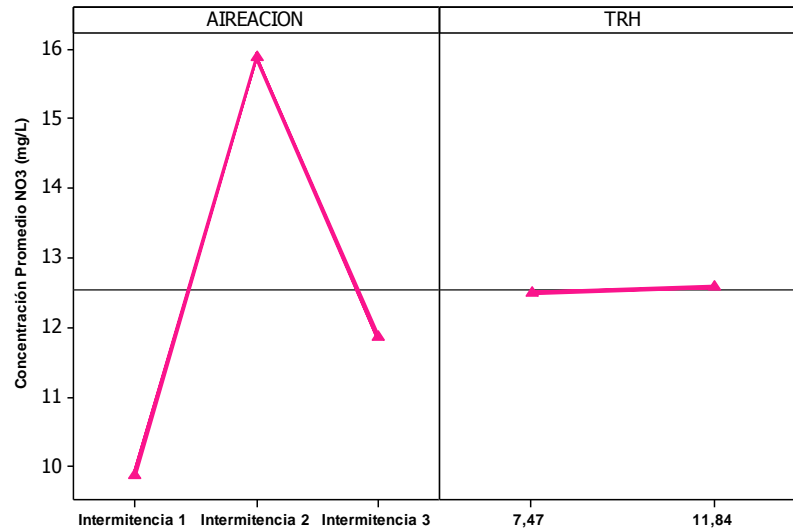
Fuente: Autoras

#### ANOVA NO<sub>3</sub>

Análisis de varianza para NITRATOS, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC	Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
AIREACION	2	37,415		37,415	18,707	9,92	0,092
TRH	1	0,010		0,010	0,010	0,01	0,950
Error	2	3,773		3,773	1,887		
Total	5	41,197					

**Figura 12.** Concentración de NO<sub>3</sub> respecto al ciclo de aireación y TRH

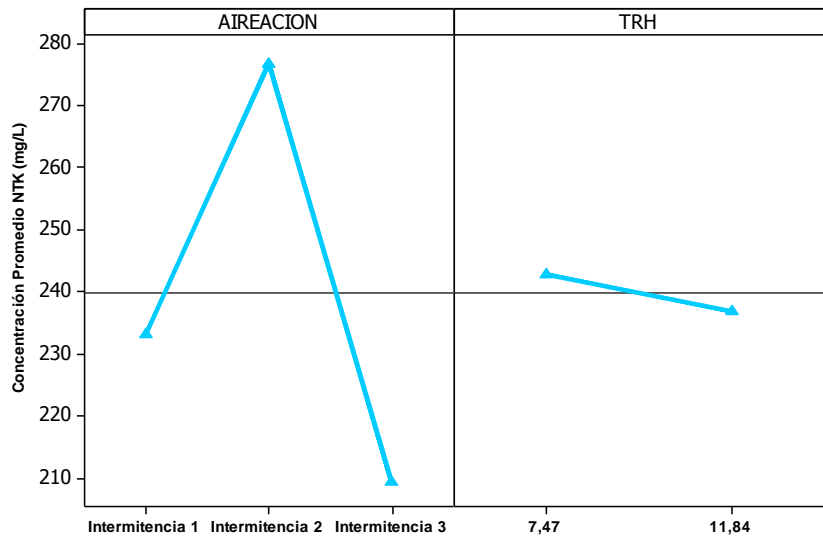


Fuente: Minitab, 2016

### ANOVA NTK

Fuente	GL	SC	Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
AIREACION	2	4693,2	4693,2	2346,6	3,12	0,243	
TRH	1	53,5	53,5	53,5	0,07	0,815	
Error	2	1502,9	1502,9	751,4			
Total	5	6249,6					

**Figura 13.** Concentración de NTK respecto al ciclo de aireación y TRH

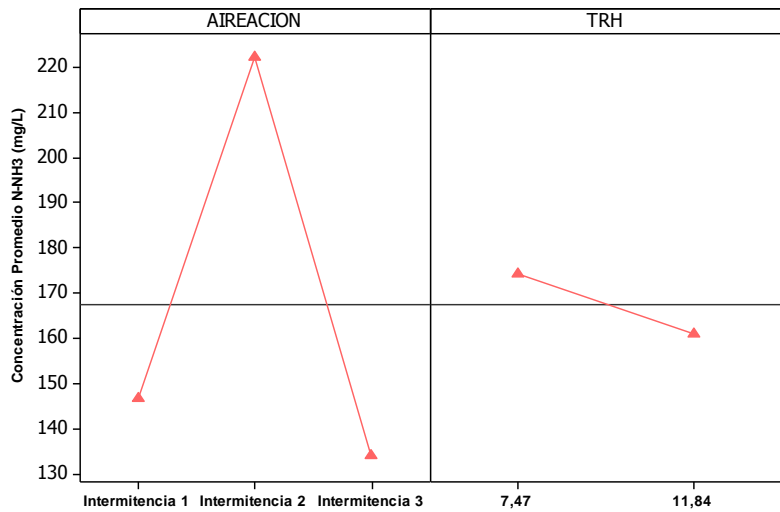


Fuente: Minitab, 2016

### ANOVA NH<sub>3</sub>

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
AIREACION	2	9080,9	9080,9	4540,5	23,88	0,056
TRH	1	259,1	259,1	259,1	1,36	0,363
Error	2	380,3	380,3	190,2		
Total	5	9720,4				

Figura 14. Concentración de NH<sub>3</sub> respecto al ciclo de aireación y TRH



Fuente: Minitab, 2016

### ANOVA PO<sub>4</sub>

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P

AIREACION	2	3,8316	3,8316	1,9158	21,97	0,061
TRH	1	0,0726	0,0726	0,0726	0,83	0,051
Error	2	0,1744	0,1744	0,0872		
Total	5	4,0786				

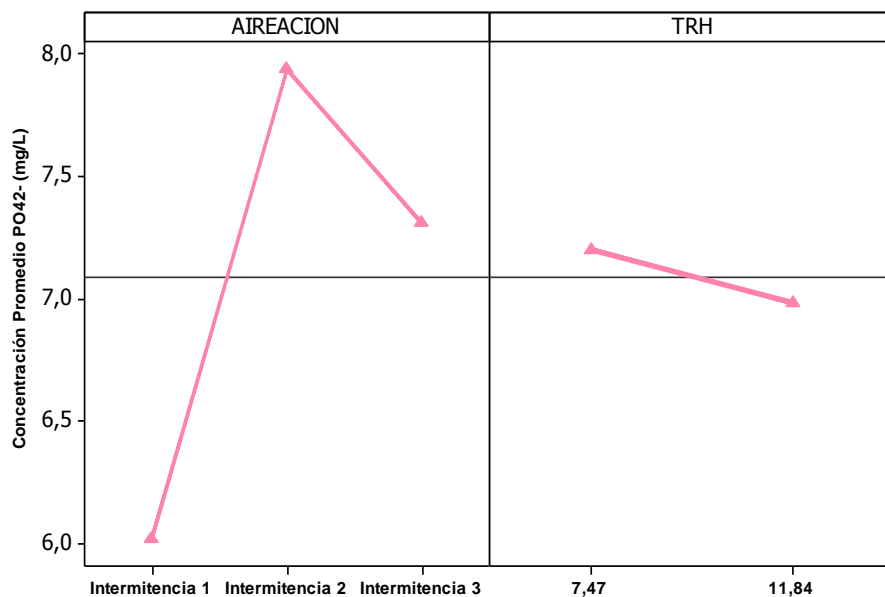
### Prueba de Tukey

AIREACION	N	Media	Agrupación
INTERMITENCIA 2	2	7,940	A
INTERMITENCIA 3	2	7,310	A B
INTERMITENCIA 1	2	6,020	B

TRH	N	Media	Agrupación
7,47	3	7,200	A
11,84	3	6,980	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

**Figura 15.** Concentración de PO<sub>4</sub> respecto al ciclo de aireación y TRH



Fuente: Minitab, 2016

### ANEXO E. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la PTAR-UPB

**Tabla 14.** Porcentajes de remoción

ANALITO	INTERMITENCIA	TTO. SECUNDARIO	TTO. TERCARIO
NTK	1	11	8
	2	13	-15



	3	-15	9
<b>NH3</b>	1	20	14
	2	11	-6
	3	2	5
<b>NO3</b>	1	28	-22
	2	26	-11
	3	30	-35
<b>PO4</b>	1	7	-1
	2	-4	-7
	3	16	-38

Fuente: Autoras

## ANEXO F. Población en la UPB- Seccional Bucaramanga

Tabla 15. Docentes y administrativos para los meses de Junio y Julio de 2017

	JUN	JUL
<b>DOCENTES</b>	<b>490</b>	<b>450</b>
Docentes de tiempo completo	200	200
Docentes $\frac{3}{4}$ de tiempo		
Docentes de medio tiempo	7	6
Docentes de hora catedra e idiomas	248	230
Instructores de deportes	35	14
<b>PERSONAL ADMINISTRATIVOS</b>	<b>299</b>	<b>297</b>
Directivos	10	10
Jefes dptos. y secciones administrativas	25	26
Personal profesional	61	60
Personal tecnólogos	27	28
Personal técnico	38	38
Auxiliares administrativos	27	26
Secretarias	52	52
Auxiliares operativos	23	22
Personal de servicios generales	8	8
Personal de aseo	10	10
Personal por obra y monitores	18	17
Aprendices y pasantes universitarios	25	24
<b>TOTAL EMPLEADOS</b>	<b>814</b>	<b>771</b>

Fuente: Registro y Control

**Tabla 16.** Estudiantes inscritos intersemestral 2017

PERIODO	201711
Cuenta de NOMBRE	
TITULO_CURSO	Total
ADMINISTRATIVO GENERAL	9
ALGEBRA LINEAL	24
BIOEVOLUCION II	13
BIOEVOLUCION IV	17
CALCULO DIFERENCIAL	10
CALCULO INTEGRAL	36
CALCULO MULTIVARIABLE	28
CONTAMINACION ATMOSFERICA	26
CRIPTOGRAFÍA BÁSICA - OPTATIVA	8
DERECHO GERENCIAL	37
DERECHOS HUMANOS-ELECTIVA	10
DINÁMICA	72
ECUACIONES DIFERENCIALES	39
ELECTRICIDAD Y MAGNETISMO	32
ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA PROBAB	35
ÉTICA GENERAL	16
ETICA SOCIAL	20
EVALUACION DE PROYECTOS	20
GERENCIA DE PROYECTOS TECNOLOG	1
GERENCIA INTERNACIONALIZAC	1
HIDRÁULICA DE CANALES	38
HISTORIA SOCIAL DE LOS MEDIOS	20
HRIA GENERAL FILOSOFIA-ELEC	33
INGLES I	31
INGLES II	49
INGLES III	75
INGLES IV	129
INGLES V	118
INGLES VI	20
INVESTIGAC. EN COMUNICACION IV	1
LEGISLACIÓN AMBIENTAL - OPTAT	16
NARRATIVA COLOMBIANA - ELE	34
NARRATIVA LATINOAMERICANA-ELE	31
PERIODISMO DIGITAL-Optativa	13
PORTUGUÉS III	12
PORTUGUÉS V	18
PRINCIPIOS DE ALGEBRA LINEAL	2

PROCESAL CIVIL ESPECIAL	9
PROCESAL CIVIL GENERAL	9
PROCESAL LABORAL	16
RAICES GRIEGAS Y LATINAS-ELEC	18
SEMINAR.INVEST. NEGOC.INTERN.	2
SEMINARIO CREACION DE EMPRESAS	1
SEMINARIO DE INVESTIGACIÓN	5
TALLER DE FOTOGRAFÍA-ELECTIVA	12
TELEMÁTICA	12
TEORIA GENERAL DEL PROCESO	11
TERMODINAMICA	11
TRABAJO DE GRADO I	114
<b>TOTAL GENERAL</b>	<b>1314</b>

Fuente: Registro y Control

## ANEXO G. Cálculo volumen del tanque de igualación de la PTAR-UPB

Tiempo	Aforo			Volumen	Volumen acumulado	Caudal distribuido	Volumen distribuido	Volumen acumulado distribuido
	Volumen (L)	Tiempo (T)	Q (L/S)					
0				0	0	0	0	0
0,25	1,04	5,36	0,194029851	0,174627	0,174626866	0,350390448	0,315351403	0,315351403
0,5	1,68	6,57	0,255707763	0,230137	0,404763852	0,350390448	0,315351403	0,630702806
0,75	1,67	5,65	0,295575221	0,266018	0,670781551	0,350390448	0,315351403	0,946054209
1	1,47	4,08	0,360294118	0,324265	0,995046257	0,350390448	0,315351403	1,261405612
1,25	1,95	5,64	0,345744681	0,31117	1,30621647	0,350390448	0,315351403	1,576757015
1,5	1,97	3,75	0,525333333	0,4728	1,77901647	0,350390448	0,315351403	1,892108418
1,75	2,04	4,84	0,421487603	0,379339	2,158355313	0,350390448	0,315351403	2,207459821
2	3,31	3,16	1,047468354	0,942722	3,101076832	0,350390448	0,315351403	2,522811224
2,25	2,5	3,01	0,830564784	0,747508	3,848585137	0,350390448	0,315351403	2,838162627
2,5	1,88	2,45	0,767346939	0,690612	4,539197382	0,350390448	0,315351403	3,15351403
2,75	1,64	2,91	0,563573883	0,507216	5,046413877	0,350390448	0,315351403	3,468865433
3	2,34	2,06	1,13592233	1,02233	6,068743974	0,350390448	0,315351403	3,784216836
3,25	1,7	2,92	0,582191781	0,523973	6,592716577	0,350390448	0,315351403	4,09956824
3,5	2,03	3,2	0,634375	0,570938	7,163654077	0,350390448	0,315351403	4,414919643
3,75	1,56	2,8	0,557142857	0,501429	7,665082648	0,350390448	0,315351403	4,730271046
4	1,79	2,75	0,650909091	0,585818	8,25090083	0,350390448	0,315351403	5,045622449
4,25	2,45	2,92	0,839041096	0,755137	9,006037816	0,350390448	0,315351403	5,360973852
4,5	2,64	2,76	0,956521739	0,86087	9,866907382	0,350390448	0,315351403	5,676325255
4,75	2,21	2,44	0,905737705	0,815164	10,68207132	0,350390448	0,315351403	5,991676658
5	2,72	2,89	0,941176471	0,847059	11,52913014	0,350390448	0,315351403	6,307028061
5,25	2,403	3,02	0,795695364	0,716126	12,24525597	0,350390448	0,315351403	6,622379464
5,5	3,07	5,15	0,596116505	0,536505	12,78176082	0,350390448	0,315351403	6,937730867
5,75	2,88	5,21	0,552783109	0,497505	13,27926562	0,350390448	0,315351403	7,25308227
6	2,98	3,63	0,820936639	0,738843	14,0181086	0,350390448	0,315351403	7,568433673
6,25	2,67	4,17	0,64028777	0,576259	14,59436759	0,350390448	0,315351403	7,883785076
6,5	2,89	5,09	0,567779961	0,511002	15,10536955	0,350390448	0,315351403	8,199136479
6,75	2,25	3,6	0,625	0,5625	15,66786955	0,350390448	0,315351403	8,514487882
7	1,1	2,79	0,394265233	0,354839	16,02270826	0,350390448	0,315351403	8,829839285
7,25	1,45	3,3	0,439393939	0,395455	16,41816281	0,350390448	0,315351403	9,145190688
7,5	1,62	3,26	0,496932515	0,447239	16,86540207	0,350390448	0,315351403	9,460542091
7,75	4,43	2,99	1,481605351	1,333445	18,19884689	0,350390448	0,315351403	9,775893494
8	2,65	2,89	0,916955017	0,82526	19,0241064	0,350390448	0,315351403	10,0912449
8,25	2,56	3,04	0,842105263	0,757895	19,78200114	0,350390448	0,315351403	10,4065963
8,5	2,42	3,01	0,803986711	0,723588	20,50558918	0,350390448	0,315351403	10,7219477
8,75	3,04	2,96	1,027027027	0,924324	21,4299135	0,350390448	0,315351403	11,03729911
9	2,77	3,09	0,896440129	0,806796	22,23670962	0,350390448	0,315351403	11,35265051
9,25	2,29	2,85	0,803508772	0,723158	22,95986752	0,350390448	0,315351403	11,66800191
9,5	2,52	3,45	0,730434783	0,657391	23,61725882	0,350390448	0,315351403	11,98335332
9,75	2,74	3,8	0,721052632	0,648947	24,26620619	0,350390448	0,315351403	12,29870472
10	2,3	3,39	0,678466077	0,610619	24,87682566	0,350390448	0,315351403	12,61405612
10,25	1,16	2,27	0,511013216	0,459912	25,33673755	0,350390448	0,315351403	12,92940752
10,5	1,5	2,86	0,524475524	0,472028	25,80876552	0,350390448	0,315351403	13,24475893
10,75	1,09	1,94	0,561855567	0,50567	26,31443563	0,350390448	0,315351403	13,56011033
11	1,88	4,22	0,44549763	0,400948	26,71538349	0,350390448	0,315351403	13,87546173
11,25	1,24	2,24	0,553571429	0,498214	27,21359778	0,350390448	0,315351403	14,19081314
11,5	1,65	2,88	0,572916667	0,515625	27,72922278	0,350390448	0,315351403	14,50616454
11,75	1,2	1,92	0,625	0,5625	28,29172278	0,350390448	0,315351403	14,82151594
12	1,67	2,45	0,681632653	0,613469	28,90519217	0,350390448	0,315351403	15,13686735
12,25	0,87	2,5	0,348	0,3132	29,21839217	0,350390448	0,315351403	15,45221875
12,5	0,86	3,44	0,25	0,225	29,44339217	0,350390448	0,315351403	15,76757015
12,75	0,9	4,02	0,223880597	0,201493	29,64488471	0,350390448	0,315351403	16,08292156
13	0,98	3,97	0,246851385	0,222166	29,86705095	0,350390448	0,315351403	16,39827296
13,25	0,55	5,38	0,102230483	0,092007	29,95905839	0,350390448	0,315351403	16,71362436
13,5	0,53	3,82	0,138743455	0,124869	30,0839275	0,350390448	0,315351403	17,02897576
13,75	0,57	4,69	0,121535181	0,109382	30,19330916	0,350390448	0,315351403	17,34432717
14	0,42	4,7	0,089361702	0,080426	30,27373469	0,350390448	0,315351403	17,65967857