

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN CRISTÓBAL DE HUAMANGA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA DE FORMACIÓN PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



Capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tatora". Ayacucho – 2010.

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGA

ESPECIALIDAD DE MICROBIOLOGÍA

PRESENTADO POR

BACH. CHUCHÓN ORÉ, Rosa María

AYACUCHO – PERÚ

2011

A mi esposo y a mi hija con el amor de siempre. A mis padres con gratitud eterna.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga *Alma Máter* de mi formación profesional. A los docentes del Departamento Académico de Ciencias Biológicas, quienes contribuyeron en mi formación académica y profesional.

Mi sincero agradecimiento a la Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento de Ayacucho S.A. (EPSASA), al Ing. Julio Hinojosa Molero, Jefe del Área de Control de Calidad de EPSASA, al Ing. Wilson Lázaro Sacsa, asistente del Área de Control de Calidad de EPSASA, al Ing. Edwin Rodríguez Quispe, Jefe de la Planta de Tratamiento de Agua Potable "Quicapata", al Bach. en Ciencias Biológicas Rudesindo Huincho Rodríguez, Jefe de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tatora".

A la Ing. Tarcila Alcarraz Alfaro, Profesora Principal adscrita al Departamento Académico de la Facultad de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, por su enorme amabilidad y disponibilidad en todo momento.

Mi más profundo agradecimiento al Dr. Saúl Alonso Chuchón Martínez, asesor de la presente tesis, por su invaluable apoyo y orientación que hicieron posible el desarrollo y culminación de esta investigación.

ÍNDICE

	Pág
RESUMEN	V
I. INTRODUCCIÓN	01
II. MARCO TEÓRICO	03
2.1. Aguas residuales	03
2.2. Principales contaminantes del agua residual	04
2.4. Planta de tratamiento del agua residual "La Totorá"	09
2.5. Los detergentes.	18
2.6. Biodegradación de detergentes sulfonato de alquilbenceno lineal	21
2.11. Impacto de LAS sobre los microorganismos	28
2.12. Los fosfatos	29
2.13. Eliminación biológica del fósforo (EBF)	30
2.15. Factores que influyen en la eliminación biológica de fósforo (EBF)	32
2.16. Los nitratos	33
2.17. Remoción biológica del nitrógeno	37
2.23. Antecedentes	43
III. MATERIALES Y MÉTODOS	51
3.1. Ubicación de la zona de estudio	51
3.2. Puntos de muestreo	52
3.5. Análisis fisicoquímico	52
3.5.1. Determinación de detergentes aniónico (método del cristal violeta)	52
3.5.2. Determinación de fosfatos (método del ácido ascórbico)	53
3.5.3. Determinación de nitratos (método espectrofotométrico ultravioleta)	54
3.6. Análisis estadístico empleado	55
IV. RESULTADOS	56
V. DISCUSIÓN	70
VII. CONCLUSIONES	81
VIII. RECOMENDACIONES	82
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
X. ANEXOS	88

Capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”. Ayacucho– 2010.

Autor : Bach. Rosa María Chuchón Oré.

Asesor: Dr. Saúl Alonso Chuchón Martínez.

RESUMEN

El presente trabajo de investigación se realizó durante los meses de diciembre de 2010 a marzo de 2011, con la finalidad de determinar la capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” en la ciudad de Ayacucho. Se analizaron 120 muestras procedentes de los afluentes y efluentes intermedios y final de la planta de tratamiento, los métodos utilizados fueron: método del cristal violeta para determinación de detergentes aniónicos, el método del ácido ascórbico para determinar fosfatos y el método espectrofotométrico ultravioleta para determinar nitratos. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, y en el Laboratorio de Físico Química de la Planta de Tratamiento de Agua Potable “Quicapata”, perteneciente a la Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento de Ayacucho S.A. (EPSASA).

La concentración promedio de detergentes, fosfatos y nitratos en el afluente fue de 0,27 mg/L LAS, 6,33 mg/L P-PO₄⁻³ y 12,15 mg/L N-NO₃⁻, respectivamente. Para el efluente final promedio de la planta de tratamiento en cuanto a detergentes y nitratos fue de 0,13 mg/L LAS y 5,48 mg/L N-NO₃⁻, estos valores cumplen con el valor límite máximo permisible, en relación a las normas para aguas de categoría III siendo 1mg/L y 10mg/L respectivamente, establecidas en el Decreto Supremo N° 002-2008 de la legislación peruana. El efluente final promedio de la planta de tratamiento en cuanto a fosfatos fue de 4,22mg/L P-PO₄⁻³, esto supera el límite máximo permisible, en relación a las normas para aguas de categoría III siendo 1mg/L, establecidas en el Decreto Supremo N° 002-2008 de la legislación peruana. Los resultados indican que el porcentaje de remoción promedio de detergentes, fosfatos y nitratos a nivel de la planta de tratamiento es de 51,4%, 35,49% y 54,8% respectivamente. El porcentaje mayor de remoción de detergentes y nitratos fue en el mes de marzo con 57,40% y 61,32% respectivamente. El porcentaje mayor de remoción de fosfatos fue en el mes de enero con 57,23%.

Palabra clave: Remoción, detergentes, fosfatos y nitratos.

I. INTRODUCCIÓN

Desde la aparición de la especie humana y con especial intensidad desde la Revolución Industrial, se han generado toda una serie de productos químicos inexistentes en la naturaleza y extraños para la vida. Los ecosistemas actúan como receptores últimos de dichos compuestos xenobióticos donde sufren procesos de transformación, degradación y o acumulación. La actividad del ser humano sobre la degeneración de los ecosistemas se ha convertido en la mayor amenaza actual para el equilibrio ecológico del planeta, lo cual incluye también la supervivencia de la propia especie humana. El agua actúa como receptor último de ingentes cargas de contaminantes limitando su capacidad de transformación de materia y energía y comprometiendo su papel de funcionamiento global de la biosfera. De entre todos los componentes biológicos del agua, el microbiano (compuesto de bacterias, algas, hongos, protozoos), es responsable de la mayor parte de los procesos de degradación y reciclado de la materia orgánica y de los compuestos químicos. Los detergentes constituyen una importante fuente de sustancias orgánicas e inorgánicas descargadas al ambiente, normalmente a través de sistemas de evacuación de aguas residuales urbanas e industriales por lo que se produce una amplia distribución de los mismos tanto en el entorno acuático como en el terrestre. La materia activa de los detergentes esta constituida por tensioactivos en el cual se encuentra el

sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS). Los efectos a largo plazo de los detergentes sobre el organismo humano no son suficientemente conocidos, pero se les atribuye diversas acciones dermatológicas, cardiológicas, neurológicas etc. (Llopis y col., 1987). La contaminación fosfatada es considerada una consecuencia directa del uso de fertilizantes por la agricultura; la mayoría de los estudios publicados sobre el tema plantea el problema de una agricultura intensiva, no respetuosa del ambiente. Es por ello que los investigadores suelen interesarse por conocer las consecuencias de la contaminación por fosfatos, la eutrofización de cursos de agua, represas, diques, etc., o sobre la salud humana y animal. Los nitratos constituyen la especie nitrogenada de mayor interés, suelen encontrarse en aguas naturales, residuales, agrícolas. Por otra parte los nitratos son nutrientes de organismos autótrofos y fotosintéticos, y por lo tanto su presencia en el agua puede ocasionar eutrofización.

La capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos por la Planta Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" se ve afectada por el aumento del crecimiento demográfico en la ciudad de Ayacucho haciendo que el volumen de agua residual a tratar sea mayor.

Para el presente trabajo de investigación se plantearon los siguientes objetivos:

- Determinar la capacidad de remoción de detergentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá".
- Determinar la capacidad de remoción de fosfatos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá".
- Determinar la capacidad de remoción de nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá".

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales pueden definirse como las que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias, siendo recogidas por la red de alcantarillado que las conducirá hacia un destino apropiado (Rolim, 2000).

Según su origen, las aguas residuales resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos transportados por el agua, que provienen de residencias, oficinas, edificios comerciales e instituciones, junto con los residuos de las industrias y de actividades agrícolas, así como de las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación que también pueden agregarse eventualmente al agua residual. Así de acuerdo con su origen, las aguas residuales pueden ser clasificadas como:

2.1.1. Aguas residuales urbanas

Son los vertidos que se generan en los núcleos de población urbana como consecuencia de las actividades propias de éstos.

Los aportes que generan esta agua son de acuerdo a Rolim (2000):

- Aguas de lavado corporal y de ropa.
- Aguas de cocina.

- Aguas con heces y orina.

Las aguas residuales urbanas presentan una cierta homogeneidad cuanto a composición y carga contaminante, ya que sus aportes van a ser siempre los mismos. Pero esta homogeneidad tiene unos márgenes muy amplios, ya que las características de cada vertido urbano van a depender del núcleo de población en el que se genere, influyendo parámetros tales como el número de habitantes, la existencia de industrias dentro del núcleo, tipo de industria, etc. (Rolim, 2000).

2.1.2. Aguas residuales industriales

Son aquellas que proceden de las industrias en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, difiriendo las características de los vertidos de una industria a otro. A veces, las industrias no emite vertidos de forma continua, si no únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinadas épocas de año, dependiendo del tipo de producción y del proceso industrial. También son habituales las variaciones de caudal y carga a lo largo del día. Estas son más contaminadas que las aguas residuales urbanas, además, con una contaminación mucho más difícil de eliminar. Su alta carga unida a la enorme variabilidad que presentan, hace que el tratamiento de las aguas residuales industriales sea complicado, siendo preciso un estudio específico para cada caso (Von, 1996).

2.2. Principales contaminantes del agua residual

Los contaminantes importantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales son (Tchobanoglous y Burton, 1995):

- Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos pueden llevar al desarrollo de depósitos de barro y condiciones anaerobias, cuando los residuos no tratados son volcados en el ambiente acuático

- **Materia orgánica biodegradable**

Compuesta principalmente de proteínas, carbohidratos y grasas, por lo general, se mide en términos de DBO y DQO. Si es descargada sin tratamiento al medio ambiente, su estabilización biológica lleva al consumo del oxígeno natural y al desarrollo de condiciones anaerobias.

- **Microorganismos patógenos**

Los organismos patógenos existentes en las aguas residuales pueden transmitir enfermedades.

- **Nutrientes**

Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando son lanzados en el ambiente acuático, pueden llevar al crecimiento de la vida acuática indeseable. Cuando son lanzados en cantidades excesiva en el suelo, pueden contaminar también el agua subterránea.

- **Materia orgánica refractaria**

Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales. Ejemplos típicos incluyen detergentes, pesticidas agrícolas, etc.

- **Sólidos inorgánicos disueltos**

Componentes inorgánicos como el calcio, sodio y sulfato son adicionados a los sistemas domésticos de abastecimiento de agua, debiendo ser removidos si se va a reutilizar el agua residual.

- **Metales pesados**

Los metales pesados son normalmente adicionados a los residuos de actividades comerciales e industriales, debiendo ser removidos si se va usar el agua residual.

La presencia de detergentes en el tratamiento de aguas residuales, ocasiona la eutrofización, cambios en DBO y sólidos suspendidos, efectos corrosivos en algunas partes mecánicas de las plantas, interferencias en el proceso de cloración y en la determinación de oxígeno disuelto (Tchobanoglous y Burton, 1995).

2.3. Tratamiento del agua residual

El agua residual por lo regular tiene composición compleja y que normalmente se necesita modificar su composición para ajustar a un uso en particular. En consecuencia, se requiere una variedad de procesos de tratamiento para separar los diversos contaminantes que con seguridad se encontraran (Von, 1996).

Los contaminantes pueden estar presentes como:

- Sólidos en suspensión y flotantes: papel, trapos, arena, etc.
- Sólidos suspendidos pequeños y coloidales: moléculas orgánicas grandes, partículas de suelo, microorganismos.
- Sólidos disueltos: compuestos orgánicos y sales inorgánicas.
- Gases disueltos: sulfuro de hidrogeno.
- Líquidos no mezclables: aceites y grasa.

Una planta de tratamiento de aguas servidas debe tener como propósito eliminar la contaminación química y bacteriológica del agua que puede ser nociva para los seres humanos, la flora y la fauna de manera que el agua sea dispuesta en el ambiente en forma segura y así proteger la salud publica y preservar el medio. El proceso además debe ser optimizado de manera que la

planta no produzca olores ofensivos a la comunidad en la cual esta insertada. Una planta de aguas servidas bien operada debe eliminar al menos un 90% de la materia orgánica y de los microorganismos patógenos presentes en ella (Von, 1996).

El grado y la eficiencia del tratamiento necesarios dependen del cuerpo receptor, de las características del uso del agua, de las características de las aguas abajo del punto del vertimiento, de la capacidad de autodepuración y dilución del cuerpo de agua, de la legislación ambiental y de las consecuencias del vertimiento de las aguas residuales (Von, 1996).

Hay muchas alternativas al tratar las aguas residuales de una ciudad, ya sea mediante procesos biológicos o físico-químicos sin embargo, actualmente casi todas las plantas y tratamiento de las aguas residuales domésticas se conciben en base a procesos biológicos (Buuren, 1995; citado por Rolim, 2000).

Las principales etapas en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas son: tratamiento preliminar, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario.

2.3.1. Etapa preliminar o pretratamiento

Las características presentadas por las aguas residuales de una comunidad, como la presencia de sólidos gruesos y partículas abrasivas, hacen necesaria la utilización en unidades de tratamiento preliminar de dispositivos de retención, remoción y/o trituración, antes del inicio del tratamiento biológico. El tratamiento preliminar constituye una de las más importantes etapas del tratamiento, aunque siempre es ignorado en los proyectos (Rolim, 2000).

Esta etapa no afecta a la materia orgánica contenida en el agua residual. Se pretende con el pretratamiento la eliminación de materias gruesas, cuerpos gruesos y arenosos cuya presencia en el efluente perturbaría el tratamiento total

y el funcionamiento eficiente de las maquinas, equipos e instalaciones de la planta de tratamiento. La etapa preliminar cuenta con:

- Rejillas de barra.
- Desarenador.
- Desengrasador.

2.3.2. Etapa primaria

Tiene como objetivo eliminar los sólidos sedimentables por medio de un proceso de sedimentación simple. Para complementar este proceso se pueden agregar compuestos químicos como el fósforo, con el objeto de precipitar. En esta etapa se remueve por precipitación alrededor del 40 al 70% de la materia orgánica y 25 a 35 % de DBO₅ (Lettinga, 1994; citado por Von, 1996).

La etapa primaria comprende:

- Tanque imhoff.

2.3.3. Etapa secundaria

Tiene como objetivo eliminar los sólidos en solución y en estado coloidal mediante un proceso de naturaleza biológica seguido de sedimentación. Este proceso biológico es un proceso natural en el cual participan los microorganismos presentes en el agua servida más los que se desarrollan en el estanque secundario. Estos microorganismos, principalmente bacterias, se alimentan de los sólidos en suspensión y estado coloidal produciendo en su degradación en anhídrido carbónico y agua, originándose una biomasa bacteriana que precipita en el estanque secundario (Condezo, 1985).

En este estanque el 33% de los sólidos se transforma en anhídrido carbónico y agua. El 66% restante, en flóculos bacterianos que sedimentan. El sedimento que se produce y que, como se dijo, está formado fundamentalmente por bacterias, se denomina lodo activado. El efluente del tratamiento secundario

aún posee nitrógeno y fósforo en cantidad, concentración y formas que pueden provocar problemas en el cuerpo receptor, dando origen al proceso denominado eutrofización, que es percibido por la intensa proliferación de algas (Condezo, 1985).

La etapa secundaria cuenta con:

- Filtros percoladores.
- Lagunas de estabilización: se pueden clasificarse en 4 tipos:
 - ✓ Lagunas anóxicas.
 - ✓ Lagunas facultativas.
 - ✓ Laguna de maduración.
 - ✓ Lagunas estrictamente aerobias o de alta tasa de degradación (Rojas, 2002).

2.3.4. Etapa terciaria

Es la etapa avanzada, cuando se quiere purificar al máximo las aguas residuales, este termina con un tratamiento terciario que busca básicamente eliminar los nutrientes, patógenos y bajar al mínimo el número de microorganismos indicadores de contaminación fecal (coliformes fecales) y remover totalmente los parásitos, normalmente es utilizado cuando se requiere un efluente final con elevado grado de pulimento, con valores muy pequeños de DBO y SS. Entre estos procesos se puede citar la desinfección (Arteaga, 1993).

2.4. La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”

Cuenta con las siguientes etapas para el tratamiento del agua residual:

2.4.1. Etapa preliminar o pretratamiento

Las características presentadas por las aguas residuales de una comunidad, como la presencia de sólidos gruesos y partículas abrasivas, hacen necesaria la utilización en unidades de tratamiento preliminar de dispositivos de retención, remoción y/o trituración, antes del inicio del tratamiento biológico. El

tratamiento preliminar constituye una de las más importantes etapas del tratamiento, aunque siempre es ignorado en los proyectos (Rolim, 2000).

Esta etapa no afecta a la materia orgánica contenida en el agua residual. Se pretende con el pretratamiento la eliminación de materias gruesas, cuerpos gruesos y arenosos cuya presencia en el efluente perturbaría el tratamiento total y el funcionamiento eficiente de las maquinas, equipos e instalaciones de la planta de tratamiento. La etapa preliminar cuenta con:

2.4.1.1. Dos rejillas automáticas

Este tipo de rejillas presentan un trabajo automático, el lapso entre ciclo de limpieza-reposo-ciclo de limpieza transcurren entre 20 a 90 segundos, período en el cual se forma un manto de residuos.

Los datos técnicos de las rejillas finas escalonadas son capacidad máxima de la reja que es 770 l/s, separación entre láminas igual a 6 mm y el espesor de las láminas con 2 mm (Consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

2.4.1.2. Un desarenador

Recto de flujo horizontal, sin aereación, con varias cámaras y con un sistema de limpieza hidráulico. Este concepto garantiza una alta eficiencia de remoción en combinación con costos bajos tanto de inversión como de operación y mantenimiento al no existir equipos electromecánicos. Se han definido 3 cámaras, dos de las cuales se encontrarán operativas hasta el 2010. A partir de este año será necesario poner operativa la tercera cámara. Por razones de operación y limpieza se diseñaron tres cámaras 1,20 m de ancho cada una con una profundidad de canal de 2,50 m y una longitud efectiva de 30 m. La parte inferior del desarenador está prevista como depósito de las arenas sedimentadas. Tiene forma trapezoidal con una canaleta en el medio de 60 cm de ancho para permitir la posibilidad de estar parado un operador para mantenimiento (Consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

2.4.2. Etapa primaria

Tiene como objetivo eliminar los sólidos sedimentables por medio de un proceso de sedimentación simple. Para complementar este proceso se pueden agregar compuestos químicos como el fósforo, con el objeto de precipitar (Lettinga, 1994; citado por Von, 1996).

En esta etapa se remueve por precipitación alrededor del 40 al 70% de la materia orgánica y 25 a 35 % de DBO₅, la etapa primaria comprende:

2.4.2.1. Seis tanques Imhoff

Estarán compuestos de 4 nuevos tanques con un área en planta de 30,50 x 17,80 m de dimensiones internas a los que se adicionan el área de 30,10 x 12 m de dimensiones internas de los 2 tanques existentes. El período de retención nominal recomendado se encuentra en el rango de 1 a 2,5 h. Acorde al período de retención se produce una mayor o menor remoción de la carga orgánica. La zona de sedimentación de uno de los tanques Imhoff diseñados se compone de 3 canales con una sección transversal en forma de V y pendientes de 50° respecto a la horizontal. En la zona convergente de las paredes del canal se deja una abertura para el paso de sólidos de 20 cm. Uno de los lados se ha prolongado de tal manera de obtener en la proyección horizontal un traslape de 30 cm (mínimo recomendado 15 cm) de manera de impedir el ascenso del gas producto de la digestión de los lodos hacia el canal de sedimentación y producir un cortocircuito que disminuiría notablemente el proceso de sedimentación. La superficie libre (zona de natas/ sobrenadante / espumas) entre las paredes del digesor y las del sedimentador o entre las de los canales sedimentadores tienen un espaciamiento libre de 1 m (Consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

2.4.3. Etapa secundaria

Tiene como objetivo eliminar los sólidos en solución y en estado coloidal mediante un proceso de naturaleza biológica seguido de sedimentación. Este

proceso biológico es un proceso natural en el cual participan los microorganismos presentes en el agua servida más los que se desarrollan en el estanque secundario. Estos microorganismos, principalmente bacterias, se alimentan de los sólidos en suspensión y estado coloidal produciendo en su degradación en anhídrido carbónico y agua, originándose una biomasa bacteriana que precipita en el estanque secundario (Condezo, 1985).

En este estanque el 33% de los sólidos se transforma en anhídrido carbónico y agua. El 66% restante, en flóculos bacterianos que sedimentan. El sedimento que se produce y que, como se dijo, está formado fundamentalmente por bacterias, se denomina lodo activado. El efluente del tratamiento secundario aún posee nitrógeno y fósforo en cantidad, concentración y formas que pueden provocar problemas en el cuerpo receptor, dando origen al proceso denominado eutrofización, que es percibido por la intensa proliferación de algas (Condezo, 1985). La etapa secundaria cuenta con:

2.4.3.1. Filtros percoladores

El concepto del filtro percolador nació del uso de los filtros de contacto, que eran estanques impermeables rellenos con piedra machacada. En su funcionamiento, el lecho de contacto se llenaba con el agua residual desde la parte superior y se dejaba que se pudiese en contacto con el medio en el filtro percolador el agua residual es roseada sobre la piedra y se deja que se filtre a través del lecho, este filtro consiste en un lecho formado por un medio sumamente permeable al que los microorganismos se adhieren y a través del cual se filtra el agua residual. El tamaño de las piedras del que esta constituido los filtros, es de tamaño variable en la parte superior están piedras pequeñas en la parte inferior piedras grandes estas piedras son pómez de tipo volcánico. Actualmente el lecho del filtro es circular y el residuo líquido se distribuye por encima del lecho mediante un distribuidor giratorio, cada uno de los filtros posee

un sistema de desagüe inferior el cual recoge el agua tratada (Arceivala, 1981; citado por Von, 1996).

La comunidad biológica presente en un filtro se compone principalmente de protistas, incluyendo bacterias facultativas, aerobias y anaerobias, hongos, algas y protozoos. Suelen también encontrarse algunos animales superiores como gusanos, larvas de insectos y caracoles."

Los microorganismos predominantes en el filtro percolador son las bacterias facultativas, las que con las bacterias anaerobias y aerobias, descomponen la materia orgánica del agua residual, los hongos son los causantes de la estabilización del agua residual, pero su contribución es importante solo a un pH bajo o con ciertas aguas residuales industriales, las algas crecen únicamente en las capas superiores del filtro a donde llega la luz solar, esta es la razón por la que las algas no toman parte directa en la degradación de residuos, pero durante el día añaden oxígeno al agua residual que se está filtrando, sin embargo, desde el punto de vista operacional las algas pueden causar el taponamiento de la superficie del filtro por lo que se consideran un estorbo. De los protozoos que se encuentran en el filtro los del grupo ciliata son los predominantes su función no es estabilizar el agua residual sino controlar la población bacteriana. Los animales superiores se alimentan de las capas biológicas del filtro, ayudando así a mantener la población bacteriana en estado de gran crecimiento o rápida utilización del alimento (Yáñez.1992; citado por Rolim, 2000).

El diámetro interno de un filtro percolador es de 32,00 m, su altura efectiva del material de relleno es 4,50 m, el volumen disponible por filtro percolador es 3,585 m³, y el número de brazos del rociador rotativo es 4 (Consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

2.4.3.2. Lagunas de estabilización

Son el método más simple de tratamiento de aguas residuales que existe. Están constituidas por excavaciones poco profundas cercadas por taludes de tierra. Generalmente tienen forma rectangular o cuadrada. El tratamiento a través de lagunas tiene 3 objetivos:

- Remover de las aguas residuales la materia orgánica que ocasiona la contaminación.
- Eliminar los microorganismos patógenos que presenta un grave peligro para la salud.
- Utilizar su efluente para reutilización, con otras finalidades, como agricultura por ejemplo.

La mayoría de los países de clima tropical ofrecen condiciones ideales para el tratamiento de aguas residuales mediante procesos naturales, como es el caso de lagunas de estabilización. Esto se debe principalmente a la temperatura ambiente. En general las lagunas de estabilización pueden clasificarse en 4 tipos: anaeróbicas, facultativas, de maduración y estrictamente aeróbicas o de alta tasa (Rojas, 2002).

2.4.3.2.1. Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas son aquellas que poseen una zona aerobia superficial, una zona facultativa intermedia y una capa anaerobia en el fondo. Por tanto, en estas lagunas podemos encontrar cualquier tipo de microorganismo, desde anaerobios estrictos en el fango del fondo hasta aerobios estrictos en la zona inmediatamente adyacente a la superficie, tienen una profundidad que varía de 1,5 a 2,5 metros, con área relativamente grande no debe de exceder a 15 ha. Sin embargo, los seres vivos más adaptados al medio serán los microorganismos facultativos, que pueden sobrevivir en las condiciones cambiantes de oxígeno disuelto típicas de estas lagunas a lo largo

del día y del año el éxito de estas lagunas depende del equilibrio entre las poblaciones bacterianas (las formadoras de ácidos orgánicos y las formadoras de metano) para lograrlo la temperatura debe de ser superior de 15 °C y el pH debe de variar entre 6,8 y 7,4. Además de las bacterias y protozoos, en las lagunas facultativas es esencial la presencia de algas, que son las principales suministradoras de oxígeno disuelto.

El objetivo perseguido en las lagunas facultativas es obtener un efluente de la mayor calidad posible, en el que se haya alcanzado una elevada estabilización de la materia orgánica, y una reducción en el contenido en nutrientes y bacterias coliformes (Vinces,1993).

Cuadro Nº 01. Dimensiones de la estructura de las lagunas facultativas de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”.

LAGUNA	ESPEJO		LONGITUD	ANCHO	VOLUMEN
	COTA	AREA			
	msnm	m ²			
	m	m	m ³		
LF 1	2,627.7	19,220.00	344.00	56.00	35,100.00
LF 2	2,624.5	16,411.00	341.00	49.00	29,700.00

LF=Laguna Facultativa (Consulting Engineers Salzgitter GmbH, 2004).

2.4.3.3. Cuatro sedimentadores integrados

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” cuenta con 4 sedimentadores integrados cuyo tiempo de retención es de (una hora) es aquí donde ocurre la sedimentación secundaria tiene la función de sedimentar todos los lodos o fangos, para luego ser llevados a un proceso de secado en los lechos de secado (Consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

Cuadro N° 02. Dimensiones de la estructura de los sedimentadores integrados de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Titora”.

LAGUNA	ESPEJO		FONDO	
	Cota	Área	Cota	Área
	msnm	m ²	msnm	m ²
AT1	2,620.10	567.00	2,617.50	218.00
AT2	2,620.00	850.00	2,617.00	327.00
AT3	2,619.00	1,329.00	2,616.00	476.00
AT4	2,619.00	1,578.00	2,616.00	638.00
Promedio		1,081.00		415.00

AT= Sedimentador integrado (Consulting Engineers Salzgitter GmbH, 2004).

2.4.4. Etapa de pulimento

Es la etapa avanzada, cuando se quiere purificar al máximo las aguas residuales, este termina con un tratamiento terciario que busca básicamente eliminar los nutrientes, patógenos y bajar al mínimo el número de microorganismos indicadores de contaminación fecal (coliformes fecales) y remover totalmente los parásitos, normalmente es utilizado cuando se requiere un efluente final con elevado grado de pulimento, con valores muy pequeños de DBO y SS. Entre estos procesos se puede citar la desinfección (Arteaga, 1993).

2.4.4.1. Laguna de maduración

Son de poca profundidad menores que las lagunas facultativas, variando de 0,6 a 1,5 m el área máxima de 2 ha. En ellas debe penetrar totalmente la luz, y las condiciones aerobias deben darse en toda la laguna, para lo que se necesita asegurar la presencia de oxígeno. Su principal misión es la remoción de los restos de bacterias fecales, microorganismos patógenos (virus, bacterias, quistes de protozoos y huevos de helmintos intestinales), etc., garantizando una cierta calidad sanitaria del agua (Rojas, 2002).

Los principales fenómenos biológicos que se dan en ella son la oxidación de las bacterias aerobias y la fotosíntesis de las algas, que proliferan en gran medida. Las lagunas de maduración posibilitan un pulimento del efluente de cualquiera de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Las lagunas de maduración, constituyen una alternativa bastante económica en la desinfección del efluente por métodos más convencionales como la cloración (Von, 1996).

Son lagunas que reciben una carga orgánica muy baja cuyo uso primario es como una etapa secundaria de tratamiento, enseguida de una laguna facultativa o de otro tipo de unidad de tratamiento biológico. También en estas lagunas hay gran crecimiento de algas, pero su característica más importante es la alta remoción de bacterias patógenas que se logra debido a que el ambiente es desfavorable para estos microorganismos (Tebbutt, 1997).

El sistema de lagunas está compuesto por 2 lagunas de tipo facultativo y 3 lagunas de maduración o pulimento. Las lagunas son en esencia estanques diseñados para el tratamiento de aguas servidas mediante procesos biológicos naturales de interacción de la biomasa y la materia orgánica contenida en las aguas servidas (Rojas, 2002).

Cuadro N° 03. Dimensiones de la estructura de las lagunas maduración de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora".

LAGUNA	ESPEJO		LONGITUD	ANCHO	VOLUMEN
	COTA	AREA			
	msnm	m ²			
MAD1	2,619.5	13,430.00	269.00	50.00	24,000.00
MAD2	2,618.0	17,150.00	262.00	66.00	32,000.00
MAD3	2,616.5	17,510.00	253.00	70.00	32,600.00

LM=Laguna de Maduración (consulting Engineers Salzgitter GMBH, 2004).

2.5. Los detergentes

Son numerosas las definiciones que han sido propuestas para definir a los detergentes. El término detergente, se deriva del latín “detergere” que significa “lavar”, y se define como una sustancia que tiene la propiedad en presencia de agua de disolver grasas y otras sustancias orgánicas, las formas de presentación pueden ser líquida, granular o en spray (Sánchez, 2007).

Según el comité Internacional de Agentes de Superficie Activos, un detergente “es un producto a partir de una formulación especialmente para promover el proceso de detergencia”. La norma internacional EN-ISO 862, define detergencia como el “proceso por el cual las suciedades se separan de su sustrato pasando al estado de dispersión”. Los detergentes domésticos, se encuentran entre los contaminantes de naturaleza orgánica de mayor trascendencia a nivel mundial (Sánchez, 2007). Atendiendo a la diferente naturaleza que presenta la parte polar del tensioactivo, en el mercado se encuentran cuatro tipos de surfactante sintético:

a) Surfactante aniónico

Constituye el surfactante más ampliamente utilizado a escala global, debido a sus especiales características, en la que se encuentran su costo bajo de producción y su estabilidad en aguas duras. Se diferencia del resto de surfactante en que su zona polar está cargada negativamente. Hoy en día este grupo polar suele ser un grupo polar sulfato o sulfonato como sucede en el caso del LAS (Sánchez, 2007).

El sulfonato de alquilbenceno lineal, también conocido como LAS o ácido dodecilbenceno sulfónico lineal es uno de los tensioactivos aniónicos más utilizados en el mundo, ya que comprende más del 40% de todos los 0tensioactivos utilizados. Su poder tensioactivo proviene de su carácter anfipático, es decir, de la diferente solubilidad que poseen las dos partes

principales que posee la molécula: una parte hidrofílica que consiste en un grupo sulfónico polar (-SO) unido al benceno respecto a la parte lipofílica que consiste en una cadena alquílica lineal de longitud variable y a la que se une el anillo bencénico en distintas posiciones (Schonkaes y Cavalliet; citados por Sánchez, 2007). Debido a sus favorables características físico-químicas, los surfactantes aniónicos son ampliamente utilizados en numerosos campos de la tecnología y de investigación. Los principales grupos de surfactantes aniónicos son:

- Jabones.
- Alquilbenceno sulfonato lineales.
- Parafín sulfonatos.
- Alfa olefín sulfonatos.
- Alquilsulfonatos.
- Alquil políeter sulfatos.

b) Surfactante catiónico

Este tipo de sustancias se diferencian del resto de tensioactivos en que constan de una parte polar hidrofílica cargada positivamente (normalmente una sal de amonio cuaternaria, amina o sal de fosfónio) y una zona hidrófoba que puede tener distinta naturaleza (Sánchez, 2007).

En disoluciones ácidas los surfactantes no iónicos pueden adoptar carácter catiónico debido a la protonación del heteroátomo. Sin embargo los surfactantes catiónicos no requieren de protonación para poseer carga positiva. Su uso está menos extendido. En la industria textil son aplicados como ablandadores de fibras (actúan sobre la fibra de algodón adhiriéndose a ella y confiriéndole cierta lubricidad y suavidad), de aquí su uso para la formulación de productos suavizantes. A este tipo de compuesto también se le atribuye propiedades antibacterianas, y por ello, se utilizan en la desinfección de heridas,

en la preservación de colirios oftálmicos, en desinfección de lentes de contacto y como antiséptico bucal. También forman parte de microbicidas y herbicidas. Además se utilizan como inhibidores de corrosión, inhibidores de procesos de oxidación, agentes dispersantes y como procesos de síntesis como agentes transferentes de fases (Sánchez, 2007).

Los principales grupos de surfactantes catiónicos son:

- Aminas, grasas y sales.
- Sales de amonio cuaternarias.
- Aminas grasas polietoxiladas.

c) Surfactantes anfóteros

El uso de este tipo de surfactante como materias primas de detergentes y productos de limpieza no está muy extendido. Solo determinadas formulaciones líquidas lo incorporan como aditivos para conferir propiedades específicas (Sánchez, 2007).

d) Surfactantes no iónicos

Este tipo de surfactante tiene aplicación industrial algo mayor que la doméstica. Son sustancias que no están ionizadas en disolución, la polaridad del átomo de oxígeno unido covalentemente en los oligotilen glicol éteres y compuestos hidróxidos o los átomos de oxígenos enlazados heteroátomos, le confieren a estos surfactantes no iónicos su solubilidad en agua. El grado de hidratación decrece con el aumento de temperatura, decreciendo por tanto la solubilidad en el agua con el incremento de la misma. La parte lipofílica de la molécula debe tener una longitud que esté en consonancia con el número de grupos polares que posea el tensioactivo en cuestión, para evitar que aparezcan problemas de insolubilidad de la molécula. Estos surfactantes forman micelas con mayor facilidad que los tensioactivos iónicos debido principalmente a que las

repulsiones electrostáticas en la superficie de éstas son menores. Estos compuestos son menos sensibles a la dureza del agua que los surfactantes aniónicos (Sánchez, 2007). Los principales grupos de surfactantes no iónicos son:

- Alquil fenoles polietoxilados.
- Alcoholes grasos polietoxilados.
- Ácidos grasos polietoxilados.

2.6. Biodegradación de detergentes sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS)

Bajo el término de biodegradación se engloban todos aquellos procesos realizados por agentes microbiológicos medioambientales que transforman la materia orgánica compleja en compuestos más simples capaces de ser utilizados como alimento y generar energía, además de ser transformados en material inorgánico después de sufrir diferentes procesos químicos.

Del concepto de biodegradación se deduce el de la biodegradabilidad "la susceptibilidad de una sustancia a la degradación biológica". Estos procesos se pueden llevar a cabo bajo diferentes tensiones de oxígeno:

- Condiciones aeróbicas.
- Condiciones anaeróbicas.

En el caso de los surfactantes, resulta preciso diferenciar entre biodegradación primaria y biodegradación última. La biodegradación primaria se define como el proceso que ocurre en la estructura de la molécula, que implica la pérdida de las propiedades del surfactante, es decir la estructura de la molécula original es alterada por la acción bacteriana. Esta pérdida de las propiedades tensioactivas o surfactantes es una secuencia de pasos y no un cambio brusco. El concepto de biodegradación primaria es importante por su relación con problemas visibles como el de espumación. La biodegradación última es aquella

en que la molécula del surfactante es convertida en gases (CO_2 y CH_4) agua, sales minerales, biomasa, es decir es la destrucción de la molécula del compuesto químico. El conocimiento degradativo del LAS es bastante escaso. Es sin embargo bien conocido que la acción de la comunidad microbiana resulta esencial para su degradación. El LAS es comúnmente conocido como un surfactante con una elevada capacidad de degradación en condiciones aeróbicas (95% por degradación primaria). Sin embargo bajo condiciones anaeróbicas, su biodegradabilidad es mínima y se realiza mediante un sistema de mecanismos que aún no se conocen en profundidad, aunque este es un tema de muchas investigaciones y discusiones científicas (Lechuga, 2005).

Son muchos los factores a tener en cuenta a la hora de estudiar la biodegradabilidad del LAS, entre ellos podemos citar: la concentración del oxígeno disuelto, sales o contaminantes orgánicos y pH entre otros. Bajo condiciones anaeróbicas la biodegradación se da con mayor dificultad, estudios recientes demuestran que la resistencia del LAS a la biodegradación en condiciones anaeróbicas es debido en parte a su falta de biodisponibilidad (Lechuga, 2005).

El LAS sufre degradación primaria, inducida por microorganismos en condiciones aeróbicas, generándose ácidos sulfonil carboxilatos (SPC) como intermediarios de biodegradaciones. El proceso de biodegradación comienza mediante una ω -oxidación y seguidamente β -oxidación, seguida de la apertura del anillo y la desulfonación. Estos compuestos intermedios poseen una toxicidad mucho menor que la molécula madre además de no presentar propiedades deterativas. La biodegradación completa del LAS concluye con la ruptura del anillo bencénico y la total mineralización del compuesto transformándose en CO_2 , H_2O , NaSO_4 que se incorpora a la biomasa del ecosistema (Sánchez, 2007).

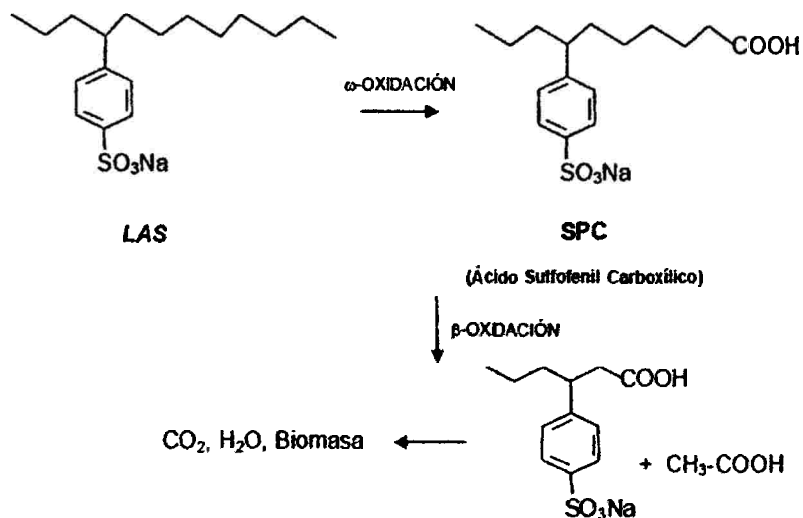


Figura N° 01: Biodegradación completa de LAS (Heinze y Brittonm, 1993).

En general la completa degradación de los surfactante requiere de la intervención de un consorcio microbiano. De esta manera, la degradación del LAS precisa la acción de 4 miembros del consorcio, 3 para degradar de forma sinérgica la cadena lateral y uno más para la mineralización del anillo bencénico. El LAS es mineralizado bajo condiciones aeróbicas por un consorcio compuesto por cuatro miembros bacterianos gram negativos, tres de los cuales poseen propiedades bioquímicas características de *Pseudomonas sp.* Y el cuarto características de *Aeromonas sp.* (Sánchez, 2007).

Un problema adicional que puede afectar la biodegradación de LAS, y como consecuencia potenciar su efecto tóxico en ambientes acuáticos y terrestres es su precipitación con sales de calcio y magnesio. Una vez precipitado el LAS disminuye su disponibilidad para ser degradado (Sánchez, 2007). Los detergentes domésticos representan un 20 % de las causas de eutrofización. Los detergentes son biodegradables, esta propiedad se ve muy limitada si estos compuestos se encuentran en exceso en las aguas. Si bien todos los detergentes se degradan por un ataque biológico, el grado de

descomposición depende de su estructura química. El alquil benceno sulfonato causa un retardo en su degradación, resistencia que persiste aún después del tratamiento biológico (Lechuga, 2005).

Para que los jabones hagan más espuma y limpien más rápidamente, se le añaden, entre otros componentes, fosfatos y tensioactivos. Alrededor de un 30 % de los detergentes acostumbran a contener colorantes y otros productos tóxicos que contaminan las aguas. Los tensioactivos son difícilmente degradables por la naturaleza y tienen una vida media larga (Lechuga, 2005).

2.7. Otros agentes complementarios en la formulación de detergentes

A pesar de que los tensioactivos son, sin duda los ingredientes principales de los detergentes, estos agentes son necesarios pero no suficientes, ya que además de ellos se requiere una gama de componentes que ayuden a mejorar el papel de los tensioactivos y una serie de compuestos que lo complementen. De estos compuestos podemos citar entre otros a la de la alcalinidad coadyuvantes o builders, agentes dispersantes-estabilizantes, aditivos de color y fragancia, agentes anticorrosivos, agentes redispersantes y fuentes (Lechuga, 2005).

Por tanto, los detergentes de tipo comercial pueden contener aditivos que se pueden convertir en graves contaminantes. Los compuestos presentes en un detergente comercial (sulfato, fosforado, nitrogenado, etc.) suelen presentar efectos en la salud y riesgos ambientales en función de la cantidad empleada en su formulación específica y de su uso. En este contexto están relacionadas con problemas de eutrofización de las masas de agua, contaminación por compuestos clorados, elevación de alcalinidad/acidez de ambientes acuáticos, etc. De igual forma pueden inducir problemas de corrosión. Actualmente se encuentran en el mercado detergentes antibacteriano (contienen agentes bactericidas). Un uso excesivo de estos detergentes posibilita que el agente

bactericida llegue al agua, impactando sobre su microbiota y disminuyendo su capacidad de degradar detergente (Lechuga, 2005).

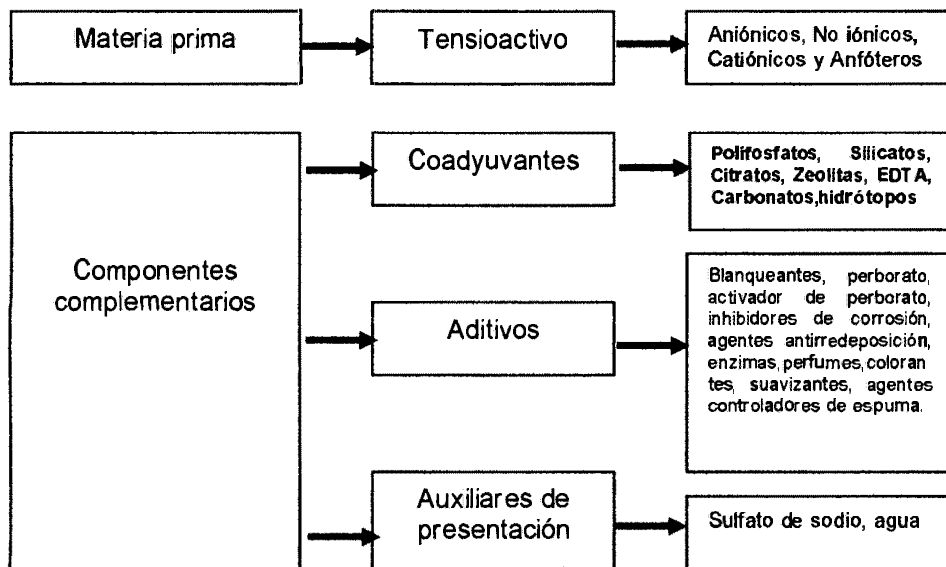


Figura N° 02: Componentes en la formulación de un detergente (modificado de Domínguez, citado por Sánchez, 2007).

Impacto que ocasionan los detergentes en el agua:

- Alteran de la transferencia y disolución del oxígeno entre la superficie y el aire, dificultando la autodepuración de las corrientes de agua.
- Impiden el desarrollo de las algas.
- Alteran el olor y sabor de las aguas potables
- Efectos tóxicos que dependen del tipo de detergente, sensibilidad de los microorganismos y condiciones del medio acuático.
- También interfieren en los procesos de floculación y sedimentación en las estaciones depuradoras.
- Aumentan el valor del pH del agua residual a valores superiores de 12.
- Si son sustituidos los fosfatos por otros secuestrantes como el NTA o el EDTA no se evita el problema de la eutrofización y existe un problema añadido, los iones pesados como el mercurio y el plomo son también

secuestrados y solubilizados. Estos iones no pueden ser retirados del ciclo del agua precipitándolos junto con los lodos en las plantas de tratamiento. Estos iones entraría a formar parte del agua y al ser ingeridos son tóxicos y al atravesar la barrera placentaria pueden ocasionar problemas mutagénicos.

- Algunos de sus compuestos de la formulación presentan efectos tóxicos, tanto sobre los microorganismos como en los animales superiores que habitan allí.
- Interferencias en el proceso de cloración.

2.8. El sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS)

En los años 50 se sintetizaron los principales productos con propiedades deterativas como el alquilbenceno ramificado (BAB) fabricado a partir de un tetrámero de propileno, una vez sulfonado el producto ramificado (ABS) tenía unas propiedades deterativas muy apropiadas, aunque adolecía de un comportamiento medioambiental. Presenta estructura molecular abierta hacia de pantalla frente a los microorganismos que pueblan las aguas y como consecuencia era difícil de degradar, aparecieron problemas de espumas, esto propicio al desarrollo de alquilbenceno lineal (LAS) a principios de los 60, mantenía las propiedades deterativas de los (ABS) y además era degradado por los microorganismos del ambiente. Los lineal alquilbenceno sulfonato (LAS) pertenecen a la familia de tensioactivos aniónicos (Altmajer, 2004).

2.9. Producción y aplicaciones del LAS

El LAS ocupa cerca del 40% del total de surfactantes empleados actualmente. Una de las mayores ventajas de LAS es su compatibilidad con los compuestos de los detergentes (Altmajer, 2004). El LAS es utilizado principalmente en forma de sales sódicas y ocasionalmente en forma de potasitas o aniónicas. Su utilización esta ligada a su poder limpiador (particularmente en algodón), su excelente solubilidad aún en bajas

temperaturas, su elevado poder espumante, su elevada biodegradabilidad y su bajo costo de producción. Generalmente en productos de limpieza se utilizan formulaciones donde la cadena alquílica posee un número de carbonos comprendido entre 10 y 13 carbonos. Los alquilbencenos con más de 14 carbonos son menos solubles en agua pero, aunque son mas solubles en disolventes orgánicos (Altmajer, 2004).

El LAS es empleado para diversas formulaciones de detergentes tipos de lavado para ropa, lavado de vajillas incluyendo polvos de densidad moderada y alta, líquidos concentrados pastas y barras, en formulación de detergentes industriales e institucionales, así como en pesticidas agrícolas en preparación de emulsiones para fluidos lubricantes y en el procesamiento de metal y flotación de minerales. En los casos de tratamiento in situ del suelo son aplicados en las técnicas de enjuague de suelo contaminado, barreras electrocinéticas y tratamientos biocorrectivos. Los surfactantes aniónicos pueden influir en las movilidades de moléculas orgánicas e inorgánicas (Altmajer, 2004).

2.10. Actividad biológica del LAS

El papel de los surfactantes aniónicos en el medio ambiente es ambiguo. Por una parte pueden facilitar la descomposición o desplazamiento de los contaminantes orgánicos e inorgánicos. Por otro lado se han observado efectos tóxicos en organismos vivos derivados de episodios de contaminación ambiental por este tipo de sustancias (Sánchez, 2007).

El carácter anfótero de los surfactantes aniónicos facilita su acumulación en los organismos vivos. La parte cargada negativamente puede unirse a subestructuras moleculares cargadas positivamente por fuerzas electrostáticas, mientras que la parte hidrófoba puede unirse con las partes apolares de los órganos u organismos mediante fuerzas hidrófobas. La modificación de la estructura de las proteínas y el mal funcionamiento de las enzimas y de las

membranas fosfolípicas inducidas por los surfactantes aniónicos causan síntomas tóxicos en órganos y organismos animales y humanos, los surfactantes aniónicos y catiónicos son más tóxicos que los no iónicos. En concreto la presencia del LAS en el medio puede acarrear diversas consecuencias a los seres vivos de manera que resulta importante el estudio de su ecotoxicidad (Sánchez, 2007).

2.11. Impacto de LAS sobre los microorganismos

El LAS puede causar efecto sobre las membranas celulares y proteínas debido a su actividad superficial. Los surfactantes aniónicos por sí mismo pueden presentar una marcada actividad biológica, ya sea mediante la unión con varios tipos de moléculas bioactivas como el almidón, proteínas, péptidos y el ADN o mediante su inserción mediante fragmentos celulares produciendo perturbaciones en su funcionamiento (Sánchez, 2007).

Recientemente se han demostrado efectos inhibitorios de LAS en sobre el grupo de bacterias oxidadoras de amonio. En este contexto las especies *Nitrosospira* parecen ser más sensibles al tensioactivo que aquellas correspondientes al género *Nitrosomonas*. Las bacterias oxidadoras del amonio muestran una mayor sensibilidad al estrés inducido por la exposición al LAS que las bacterias heterotróficas y pueden ser consideradas como un indicadores biológico para determinar el impacto de LAS sobre las comunidades microbianas (Sánchez, 2007).

2.12. Los fosfatos

Los fosfatos son las sales o los ésteres del ácido fosfórico. Tienen en común un átomo de fósforo rodeado por cuatro átomos de oxígeno en forma tetraédrica (PO_4^{-3}). Las formas más frecuentes en que se puede encontrar el fósforo en soluciones acuosas incluyen ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico (Castillo, 1999).

Los ortofosfatos se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza, sobre todo en forma de apatita y forman parte esencial de dientes y huesos. Los polifosfatos incluyen aquellas moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y en algunos casos átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. Estos sufren hidrólisis en soluciones acuosas y se convierten en ortofosfatos; sin embargo, el proceso de hidrólisis tiende a ser muy lento (Castillo, 1999).

El fósforo forma la base de gran número de compuestos, de los cuales los más importantes son los fosfatos. En todas las formas de vida, los fosfatos desempeñan un papel esencial en los procesos de transferencia de energía, como el metabolismo, la fotosíntesis, la función nerviosa y la acción muscular. Los ácidos nucleicos, que entre otras cosas forman el material hereditario (los cromosomas), son fosfatos, así como cierto número de coenzimas. Los esqueletos de los animales están formados por fosfato de calcio. El Fósforo puede ser encontrado en el ambiente más comúnmente como fosfato, el fósforo presenta un ciclo sedimentario, este elemento no tiene fase gaseosa. Los fosfatos son sustancias importantes en el cuerpo de los humanos porque ellas son parte del material de ADN y tienen parte en la distribución de la energía (Arceivala.1981; EPA, 1983; citados por Castillo, 1999).

Puesto que los compuestos fosfatados se emplean ampliamente como fertilizantes y detergentes, es muy común encontrar fosfatos en los lodos provenientes de desechos agrícolas. El fósforo orgánico carece de importancia en muchos residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante de residuos industriales y lodos de aguas residuales.

Los compuestos de fosfato que se encuentran en las aguas residuales o se vierten directamente a las aguas superficiales provienen de:

- Fertilizantes eliminados del suelo por el agua o el viento.

- Excreciones humanas y animales.
- Detergentes y productos de limpieza.

2.13. Eliminación biológica del fosfato (EBF)

Para lograr bajas concentraciones de fosfato en un efluente por vía biológica, es necesario conseguir que los microorganismos acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Así, la EBF se basa en exponer la biomasa a ciclos anaerobio-aerobio. En el tiempo de contacto anaerobio, las bacterias que intervienen en la eliminación biológica del fosfato, usan sus reservas intracelulares de polifosfatos como fuente de energía, y almacenan sustratos orgánicos simples, como los ácidos grasos volátiles (AGV), lo que favorece la liberación de fosfato en la fase anaerobia. Durante la fase aerobia, las bacterias usan sus reservas de carbono como fuente de energía y acumulan más fosfato que el liberado en la fase previa, almacenando este elemento muy por encima de sus necesidades estequiométricas. Al finalizar esta fase, la biomasa rica en fosfato debe ser retirada, para completar el proceso de eliminación biológica de fosfato (Castillo, 1999).

Así, al exponer la biomasa a ciclos alternos anaerobios-aerobios, se realiza la selección de microorganismos con la capacidad de almacenar fosfato en cantidad superior a sus necesidades estequiométricas de crecimiento. El microorganismo más comúnmente asociado a la eliminación biológica del fosfato (EBF) pertenece al género *Acinetobacter* es una bacteria aeróbica (oxígeno-dependiente). Esta bacteria acumula polifosfatos en los tejidos celulares. *Acinetobacter* puede absorber una mayor cantidad de fosfatos de la que necesita para su síntesis celular. La cantidad extra de fosfatos es almacenada en las células en forma de polifosfatos. Cuando las *Acinetobacter* entran en la zona aeróbica absorben fosfatos y los almacenan en forma de polifosfatos incrementando la reserva energética de la célula. Esto hace que el contenido en

fosfatos del agua residual disminuya. Para acumular esta energía se metabolizan la materia orgánica generándose CO_2 y H_2O (Rolim, 1994).

Entre los cuales se han aislado e identificado las especies *Acinetobacter lwoffii*, *Acinetobacter Junii* y *Acinetobacter Johnsonii*. Hoy día se sabe que el género *Acinetobacter* contribuye, pero no siempre predomina en la eliminación biológica de fosfato (EBF), en este sentido, en un estudio realizado por Cloete y Steyn (1988), se indica que el género *Acinetobacteres* responsable sólo del 35% de la acumulación total de fosfato eliminado. Otros microorganismos también ligados al fenómeno de la EBF son *Pseudomonas vesicularis* y *Klebsiella pneumoniae* (Bowker y Stensel, 1990; citados por Castillo, 1999).

2.13.1. Mecanismo de la eliminación biológica de fosfato (EBF)

La teoría actualmente aceptada para conseguir la EBF es que el acetato y otros ácidos grasos de cadena corta, productos de la fermentación anaerobia, son captados y almacenados dentro de la célula, en forma de poli-βhidroxi-butirato.

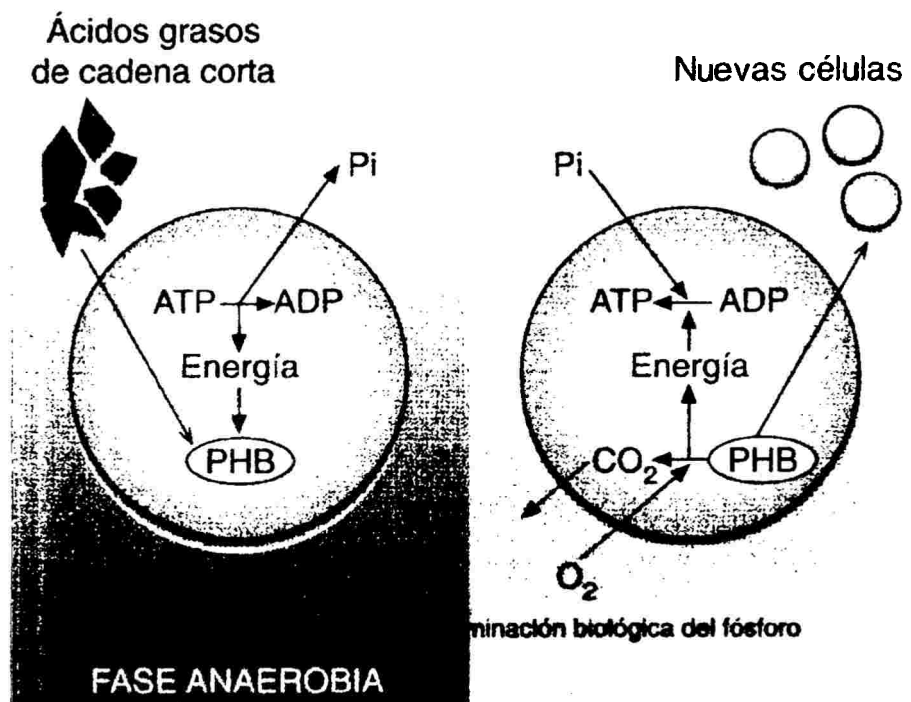


Figura Nº 03: Mecanismo de la eliminación biológica del fosfato (Castillo, 1999).

Cuando las bacterias captan compuestos orgánicos solubles, y forman productos de almacenamiento intracelular, deben gastar energía, la cual se consigue de forma anaerobia al romper los enlaces entre los fosfatos almacenados.

En las cadenas inorgánicas de polifosfatos. Este proceso tiene como resultado la liberación de ortofosfatos, y un consumo de materia orgánica. En la fase aerobia, la materia orgánica carbonosa presente en el seno del líquido es oxidada, y luego, el sustrato orgánico anteriormente almacenado en forma de PHB, se oxida por vía aerobia a CO₂, agua y nuevas células, y los ortofosfatos solubles se captarán rápidamente para conseguir una nueva síntesis de polifosfatos intracelulares (Pérez, 1984).

2.14. Factores que influyen en la eliminación biológica de fosfato (EBF)

La eliminación biológica de fosfato (EBF) esta influenciada por la cantidad y tipo de sustrato disponible, el tiempo de duración de las fases, la presencia de oxígeno disuelto, nitratos y nitritos, la temperatura del agua residual, el pH y el tiempo de retención de sólidos.

2.14.1. Cantidad y tipo de sustrato disponible

La tasa y el nivel de fosfato liberado en la fase anaerobia dependen de la cantidad de sustrato disuelto disponible para captar y almacenar en forma de poli-β-hidroxibutirato (PHB). Para este fin, se prefieren los ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular como sustrato ideal (Arún, 1988; citado por Castillo, 1999). Esta DQO rápidamente biodegradable consiste de moléculas que puedan pasar directamente a través de la membrana citoplasmática de los heterótrofos. Por otra parte, las moléculas lentamente biodegradables, requieren de una adsorción y descomposición en pequeñas unidades antes de entrar al organismo. Esta descomposición es lenta, y en consecuencia, se produce poca liberación de fosfato (Castillo, 1999).

Durante la fase anaerobia, el resto de los organismos heterótrofos contribuyen al proceso de EBF, porque transforman la materia orgánica fácilmente biodegradable en ácidos grasos de bajo peso molecular y formas similares, que se liberan al seno del líquido (acidificación). Una vez que aparecen los ácidos grasos fruto de la fermentación anaerobia, los BAF comenzaran el proceso de liberación de fósforo y de almacenamiento de los AGV en forma de poli- β -hidroxi-butirato (PHB). Diversos investigadores proponen el uso de prefermentadores de agua residual, para entregar al comienzo de la fase anaerobia la cantidad suficiente de materia orgánica en forma de AGV, de forma que el proceso de EBF no se interrumpa (Castillo, 1999).

2.14.2. Nitratos y nitritos

Si al sistema anaerobio entran nitratos y nitritos, los microorganismos consumirán rápidamente toda la cantidad de sustrato posible por vía óxica, y poco sustrato quedará presente en el seno del líquido. Entonces, el fenómeno de liberación de fosfato se detendrá, y será sustituido por el de captación. Varios investigadores han descrito la captación de fosfato en condiciones anóxicas empleando nitrato como donador de electrones explicando que cuando se introducen nitratos a la fase anaerobia, la liberación de fosfato se ve inhibida ya que se produce una respiración anóxica a base de nitratos, y el fenómeno que entonces predominará será el de bioacumulación de fosfato. De esta forma, es necesario conseguir un ambiente anaerobio estricto para que se produzca la liberación de fosfato y captación de materia orgánica, ya que la presencia de óxidos de nitrógeno aumentan el potencial redox de la fase anaerobia, disminuyendo de esta forma la cinética de liberación de fosfato (Castillo, 1999).

2.14.3. Temperatura

Cuando trabajamos en eliminación biológica de fosfato, sometemos a los microorganismos a dos procesos completamente distintos, en los que la temperatura afecta a ambos procesos de una forma muy distinta. Es sabido que los procesos anaerobios funcionan mejor al aumentar la temperatura hasta el rango mesófilo o termófilo, y que por el contrario los procesos aerobios se caracterizan por su capacidad para trabajar a bajas temperaturas. Al combinar ambos procesos, la temperatura juega un papel importante en cada proceso por separado, aumentando o disminuyendo la cinética de trabajo, en función del aumento o descenso de la temperatura. En procesos biopelícula de EBF (González y Wilderer; citados por Castillo, 1999), reportan que los cambios de temperatura entre 15 y 25°C afectan las tasas de captura y liberación de fósforo, pero afirman que no produce ningún efecto significativo sobre la eficacia global del proceso. De esta forma, el rango óptimo de temperatura para la EBF no queda realmente definido, por lo que es posible trabajar con temperaturas de aguas residuales entre 10 y 35 °C, sin que se inhiba la eliminación biológica de fosfato (Castillo, 1999).

2.14.4. pH

Poco se sabe sobre este tema, debido a la escasez de estudios realizados al respecto. (Tracy y Flaminio; citados por Castillo, 1999), estudiaron el efecto del pH sobre la EBF, encontrando que el rango óptimo de pH para la captación de fosfatos es de 6,6 a 7,4. Sólo en los procesos de EBF que incluyen precipitación química se reporta mejor funcionamiento a pH mayores de 8, el pH óptimo para la conversión de acetato en PHB se sitúa entre 6 y 6,2. Asimismo, afirman que el rango óptimo para conseguir EBF se encuentra entre 5,7 y 6,8, lo que traería como resultado una eliminación estable de fosfato debido a que se empleará menor energía en la fase aerobia (Castillo, 1999).

2.14.5. Tiempo de retención de sólidos (TRS)

El tiempo de retención de sólidos (TRS) es función de los requerimientos de depuración, siendo mayor si el sistema está diseñado además para nitrificación y nitrificación desnitrificación. Los valores normales de TRS para procesos EBF oscilan entre 8 y 15 días, pero al incorporar al proceso de EBF la eliminación de nitrógeno (nitrificación), éste puede elevarse hasta 40 días. El TRS en procesos biopelícula de depuración de aguas residuales se puede regular a través del lavado de la biomasa, en función de la concentración de fosfato efluente, o por medio de la renovación continua de la biopelícula que se crea a través del fenómeno de abrasión, una vez alcanzado el espesor de equilibrio (Castillo, 1999).

2.15. Los nitratos

Los compuestos nitrogenados representan un contaminante ambiental debido a su influencia en la eutroficación, su efecto en el contenido de oxígeno disuelto (demanda nitrogenada) y la toxicidad sobre las especies acuáticas y en los seres humanos. La remoción de los compuestos nitrogenados puede realizarse por métodos físico-químicos o por procesos biológicos, estos últimos han resultado más económicos y efectivos que los físico-químicos (Sánchez, 2009).

El nitrato es un compuesto inorgánico compuesto por un átomo de nitrógeno (N) y tres átomos de oxígeno (O). El nitrato no es normalmente peligroso para la salud a menos que sea reducido a nitrito (NO_2). El nitrato es una de las formas de nitrógeno de mayor interés en las aguas naturales, residuales y residuales tratadas, se presenta generalmente a nivel de trazas en el agua de superficie, pero puede alcanzar niveles elevados en las subterráneas (Peralta, 2000).

El nitrato se encuentra sólo en pequeñas cantidades en las aguas residuales domésticas, pero en el diluyente de las plantas de tratamiento biológico desnitrificante, el nitrato puede encontrarse en concentraciones de hasta 30 mg/L de nitrato (Peralta, 2000).

Descripción

- Nombre químico : Nitrato.
- Nombre regulatorio : Nitrato.
- Fórmula molecular : NO_3^- .
- Peso molecular : 62 g/mol.

Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer datos sobre la presencia de este nutriente a la hora de evaluar la tratabilidad del agua residual mediante procesos biológicos

El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico.

El nitrógeno en forma de nitrito es bastante inestable y fácilmente oxidado a la forma de nitrato. A pesar de estar presente en concentraciones bajas, los nitritos son de gran importancia en estudios de aguas residuales porque son altamente tóxicos para muchos peces y otras especies acuáticas (Peralta, 2000).

El nitrógeno en forma de nitrato es la especie química del nitrógeno más oxidada que se encuentra en aguas residuales.

2.16. Remoción biológica del nitrógeno

Particularmente, las bacterias pueden realizar en su totalidad cada uno de los pasos en las transformaciones requeridas para completar y balancear el ciclo del N, ganando por su parte energía o biomasa en sus metabolismos.

Wakomsky y otros en el 2007, presentan gráficamente los procesos que se realizan a nivel de biósfera y sus interrelaciones (Sánchez, 2009).

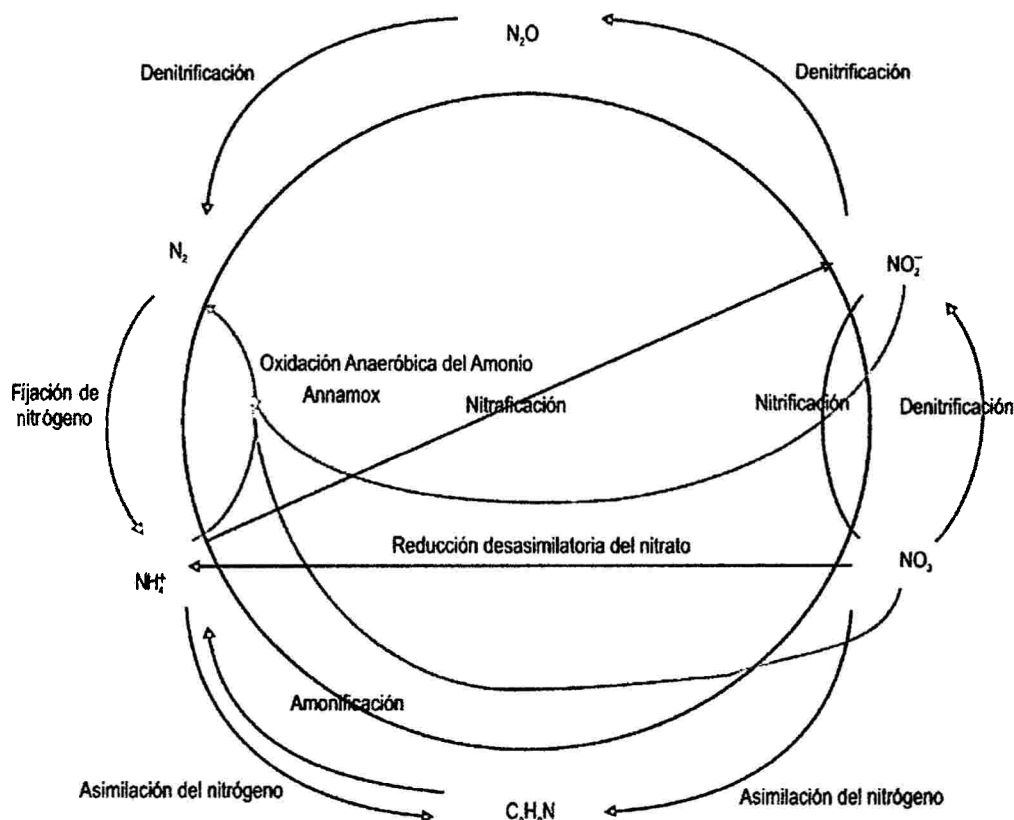


Figura 04: Ciclo del nitrógeno (Wakomsky, 2007).

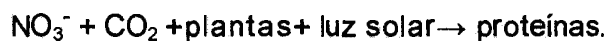
En el agua residual, el nitrógeno puede presentarse en cualquier estado de oxidación, como nitrato, nitrito, amonio y nitrógeno orgánico. La presencia del nitrógeno y sus diversas formas tienen un papel fundamental en el deterioro de las masas acuáticas. Su presencia en las aguas residuales es debida a los detergentes, fertilizantes artificiales, desechos ganaderos aplicados a la agricultura, efluentes industriales. El nitrógeno orgánico también es aportado a las aguas residuales a través de las excretas humanas (urea y proteínas). El nitrógeno puede ser asimilado tanto en forma de amoniaco como de nitrato según el organismo del que se trate. Las aguas residuales contienen nitrógeno orgánico en forma de proteínas, ácidos nucleicos y urea, o bien en forma de nitrógeno amoniacal. Alrededor del 60% de nitrógeno presente en el agua

residual bruta esta en forma orgánica y el resto en forma amoniacal. La transformación de estos compuestos puede ocurrir por diversos mecanismos: fijación, amonificación, síntesis, nitrificación y desnitrificación (EPA, 1993; citado por Rolim, 2000).

La fijación del nitrógeno es la utilización del N₂ como fuente directa de N para la síntesis celular. En la búsqueda de disminuir la aplicación de fertilizantes, se han hecho nuevos descubrimientos en cuanto a géneros de bacterias fijadoras, ejemplo de estos son las bacterias ácido acéticas fijadoras de N, descritas por primera vez en Brasil en 1988 (Sánchez, 2009).

La amonificación es el proceso de cambio de nitrógeno orgánico a formas amoniacales y ocurre normalmente durante la descomposición de tejidos animales y vegetales y de la materia fecal (Jácome, 2000).

La síntesis es un proceso bioquímico que usa el amonio o el nitrato para formar proteínas vegetales y otros compuestos que contienen nitrógeno:



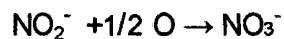
La Nitrificación es la oxidación biológica del nitrógeno amoniacal. Este proceso se realiza en dos etapas, en la primera el ión amonio se oxida a nitritos y se puede llamar "nitritación", al menos sesenta especies de dos géneros principalmente *nitrosomonas* y *nitrobacter*, son capaces de realizarlo (Yuan, 2008; citado por Sánchez, 2009). Ocurre bajo condiciones aeróbicas y según las siguientes reacciones (Craggs, 2005; citado por Sánchez, 2009).



Estas reacciones son ejecutadas por bacterias quimiolitioautótrofas, que dependen totalmente de la oxidación del NH₄⁺ para la generación de energía y su crecimiento. Los dos protones de hidrógeno generados disminuyen el pH consumiendo alcalinidad y acidificando el medio, las bacterias de nitritación en

esta etapa tienen un rendimiento de crecimiento bajo comparado con la cinética de crecimiento de las bacterias nitratantes a temperaturas menores a 15 °C (Carrillo, 2000; citado por Sánchez, 2009).

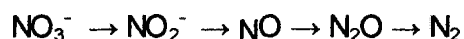
Nitratación NO_2^- a NO_3^- : Es la oxidación de los nitritos a nitratos, utilizando nitrato dehidrogenasa como catalizador, según la siguiente reacción:



La oxidación del NO_2^- puede ser realizada por cuatro géneros de bacteria hasta ahora descritos: *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* y *Nitrospira* (Yuan, 2008; citado por Sánchez, 2009), son autótrofos y utilizan el CO_2 como fuente de carbono.

Por otro lado los cianuros, los compuestos de sulfuro orgánico, el fenol, cromo, níquel y zinc inhiben la nitrificación (Jácome, 2000).

En el proceso de desnitrificación: Es la segunda etapa de la eliminación del nitrógeno mediante el proceso de nitrificación-desnitrificación, es la reducción del nitrato a nitrógeno gas. Los nitritos serán oxidados a nitratos por la bacteria *Nitrobacter sp.* en condiciones "anóxicas" (Jácome, 2000). Y luego este a óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas. La reacción de reducción del nitrógeno son las siguientes:



Los tres últimos compuestos son gaseosos y se pueden liberar a la atmósfera

La conversión del nitrógeno, en forma de nitratos, a formas rápidamente eliminables se puede llevar a cabo gracias a la acción de diversos géneros de bacterias. De entre todas ellas se puede destacar: *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flabovacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* y *Spirillum*.

En los sistemas de desnitrificación, el parámetro crítico es la concentración de oxígeno disuelto. La alcalinidad se produce durante la conversión de nitrato en nitrógeno gas, lo cual provoca un aumento de pH. La temperatura afecta a la tasa de eliminación del nitrato y a la de crecimiento microbiano. En este proceso el NO_3^- es el aceptor final de electrones, y el dador es el carbono orgánico del agua residual afluyente o puede provenir de una fuente externa añadida: esta reacción produce energía, pero menos que la oxidación del sustrato orgánico. (Jácome, 2000).

2.17. El nitrógeno en la naturaleza

El nitrógeno presente en el agua residual fresca se localiza en la materia proteica y en la urea. La descomposición bacteriana conduce rápidamente a la formación de amonio, la edad de un agua residual se indica por la cantidad de amonio presente. Mientras menor es su concentración, el agua es más vieja. En un ambiente aeróbico, las bacterias pueden oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos. El predominio de nitrato de nitrógeno en un agua residual, indica que esta ha sido estabilizada con respecto a la demanda de oxígeno (Peralta, 2000).

La muerte y descomposición de las plantas por las bacterias, nuevamente produce amonio. Por lo que, si el nitrógeno en la forma de nitratos puede ser reutilizado para hacer proteínas por las algas y otras plantas, se hace necesario remover o reducir la concentración de nitrógeno presente en el agua para prevenir este crecimiento. El proceso mencionado anteriormente también ocurre en las plantas de tratamiento de desechos, por lo que el amoniaco es un componente común en el efluente de las plantas de desecho municipales (Peralta, 2000).

2.18. Efecto de los nitratos en el ambiente

Para una visión más amplia del problema, se puede señalar el informe “Global environment Outlook 2000”, del Programa Medioambiental de Naciones Unidas de 1999. En él se indica: “hay una evidencia creciente sobre el hecho de que las enormes cantidades de nitrógeno utilizadas están exacerbando la acidificación, produciendo cambios de composición de especies en los ecosistemas, incrementando los niveles de nitrato en el agua de abastecimiento, por encima de los niveles aceptables para el consumo humano, y eutrofización en muchos hábitat de agua dulce”. Además, las aguas residuales y fertilizantes ricos en nitrógeno vertidos en los ríos, tienden a estimular la explosión de las algas en las aguas costeras, que a su vez conducen a la privación de oxígeno y subsiguiente muerte de los peces, reduciendo la biodiversidad marina a través de la competencia. Por otra parte, las emisiones de nitrógeno a la atmósfera contribuyen al calentamiento global (Peralta, 2000).

2.19. Efectos sobre la salud

El nitrato de por sí no es tóxico para los humanos. Sin embargo, el nitrato ingerido en alimentos o aguas ricas en estas formas de nitrógeno es reducido a nitrito en el sistema digestivo de algunos animales, especialmente en rumiantes, y de humanos (Perdomo, 1999; citados por Peralta, 2000). Los nitratos se transforman en nitritos por la flora bacteriana del estómago, que al combinarse con las proteínas del cuerpo forman la nitrosamina, uno de los mecanismos a los que se les atribuye la generación de cáncer.

En experiencias de laboratorio se ha comprobado que alrededor del 75% de las nitrosaminas pueden originar cánceres hepáticos y, aunque con menor frecuencia, de pulmón, estómago, riñón, esófago y páncreas. Asimismo se ha podido comprobar una correlación directa entre el consumo de alimentos o aguas con exceso de nitratos y los cánceres gástricos, y entre el trabajo en las

fábricas de abonos químicos y dichos cánceres (Tchernitchin, 1998; citados por Peralta, 2000), advirtió que “esto no es un proceso inmediato, consumir una o dos veces nitratos o nitritos no produce ningún efecto, pero al ingerirlos sostenidamente en el tiempo, por supuesto que aumenta el riesgo”. Este autor señala que, después de Japón, Chile es el país con más altos índices de cáncer gástrico en el mundo.

En adultos, el estómago y la primera parte del intestino delgado son prácticamente estériles debido al bajo pH, donde el nitrato se absorbe antes de ser reducido a nitrito. Sin embargo, en los lactantes el pH del estómago es más básico y permite el desarrollo de una microflora más abundante, capaz de reducir el nitrato a nitrito. Eso explica la mayor sensibilidad de los niños al nitrato. Luego el nitrito es absorbido y transportado a la corriente sanguínea, donde oxida al Fe²⁺ de la hemoglobina, a Fe³⁺, formando así metahemoglobina, la cual no puede transportar oxígeno. La falta de oxígeno cambia la coloración de la piel, por lo cual la enfermedad también es conocida con el nombre de “bebé azul”. Los síntomas clínicos (coloración azul) se producen cuando el 10% de la hemoglobina pasa a metahemoglobina, y los efectos letales ocurren luego de que el 50% ó más de la hemoglobina es transformada (Peralta, 2000).

2.20. Exposición a los nitratos

La ingestión de nitratos no es exclusiva del agua de bebida, ya que este compuesto se puede encontrar en muchos alimentos. Algunas especies vegetales, especialmente las acelgas, las espinacas y la lechuga, tienen gran capacidad de acumulación de nitratos. El grado de acumulación no depende sólo del tipo y de la variedad genética, sino también de la temperatura, la luz solar, el nitrógeno disponible y el tipo de cultivo (Rodríguez, 2005).

Las sales sódicas y potásicas de los nitratos y de los nitritos se utilizan como aditivos conservantes de alimentos, especialmente de determinados

productos cárnicos, ya que el nitrito impide de forma muy eficaz el crecimiento de esporas de *Clostridium botulinum* y, por tanto, la formación de la toxina botulínica (Rodríguez, 2005).

2.21. Antecedentes

Debido a su gran utilidad tanto en la industria, actividades agrícolas y en los hogares, se usan en gran cantidad constituyendo una fuente contaminante del agua muy importante.

- A finales de la década de 1960, debido al aumento de la preocupación por la contaminación del agua, se estudió la composición de los detergentes llegando a la conclusión de que contenían compuestos químicos dañinos, como los fosfatos y, por tanto, no debían estar presentes en los mismos. En su lugar, se propuso el uso de agentes biodegradables fácilmente eliminables y de fácil asimilación por algunas bacterias. Los problemas ambientales que causan los detergentes radican, fundamentalmente, en los aditivos que contienen como los blanqueadores, abrillantadores ópticos, perfumes, bactericidas y agentes espumantes. Los aditivos que contienen en mayor proporción son los "sulfatos" (tripolifosfato de sodio).
- Altmajer (2004), en el trabajo realizado en la "Universidad de Granada" para la "Formulación de detergentes biodegradables: ensayo de lavado" se llegó a la conclusión de que: Se ha diseñado y puesto a punto un sistema de experimental sistema BSF, para el estudio de formulaciones de detergentes que permiten el lavado en superficies duras este sistema permite el lavado en tiempos menores de 5 minutos. El diseño estadístico a sido una herramienta de trabajo eficaz para la comprensión del proceso detergente. La utilización de enzimas lipolase 100L con diferentes tensioactivos a concentraciones de 1g/L ha puesto de manifiesto los efectos positivos de la incorporación de la enzima sobre los valores de detergencia de los

tensioactivos. El análisis de la hidrólisis enzimática de la trioleína en el sistema BSF por la enzima lipase 100 L determina tres etapas fundamentales en el proceso de lavado.

- Bermejillo (2010), en el trabajo realizado en la provincia de Mendoza en el país de Argentina. "Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza", se llegó a la conclusión de que: Los resultados del presente trabajo ponen de relieve la existencia de una moderada contaminación por fosfatos en las aguas del río Mendoza que riegan el Oasis Norte de la provincia de Mendoza. Se detectaron niveles considerablemente altos de fosfatos en tres sitios específicos: la superficie regadía servida por los canales Cacique Guaymallén y Jocolí, el tramo colector pescara-auxiliar Tulumaya y la zona del Bajo río Mendoza. Las principales fuentes de contaminación por fosfatos en el río Mendoza estarían relacionadas esencialmente a efluentes domésticos e industriales. Por su parte, aguas abajo de las zonas de cultivo, la presencia de estos aniones puede atribuirse al riego con aguas de reuso (proveniente de los efluentes domésticos e industriales). Futuros estudios debieran considerar una identificación y categorización de las fuentes de contaminación industrial, agrícola y doméstica (las primeras entre las numerosas industrias de base agrícola existentes en la zona de influencia del Colector pescara y las últimas derivadas de las deficientes redes cloacales colectivas y/o pozos sépticos individuales que se encuentran en el Oasis. Por último, una adecuada articulación entre la generación del conocimiento científico y la gestión integral del agua (superficial y subterránea) a través de la definición de indicadores de calidad, constituiría una meta sugerida con miras al desarrollo sustentable de la zona de estudio.

- Castillo (1999), en el trabajo realizado en la “Universidad de Cantabria” para la “Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula”, se llegó a la conclusión de que: Los procesos de biopelícula se presentan como una buena herramienta para conseguir la Eliminación Biológica de Fosfato (EBF), ya que según la literatura revisada, son capaces de conseguir bajas concentraciones de fosfato efluente. Hasta el momento, los resultados experimentales que se poseen son referentes a estudios en laboratorio con agua residual sintética, y plantas piloto con agua residual urbana. Sin embargo, pese a la falta de datos operacionales de procesos biopelícula de eliminación biológica de fosfato a gran escala, los logros alcanzados en la eliminación biológica de fosfato, así como en la eliminación conjunta de C, N y P, tanto en operación continua como en discontinua, demuestran la viabilidad que antes se cuestionaba. Las ventajas más importantes que presentan estos sistemas de depuración de aguas residuales frente al convencional de cultivo en suspensión se pueden resumir en las siguientes: Las mejores características de sedimentación que presenta la biopelícula, condicionan una mejor separación del agua durante la decantación secundaria, lo que se traduce en la reducción de la concentración de fósforo efluente, ya que este elemento no se elimina hasta que se realiza la purga del fango. Reducción del espacio de ocupación por habitante servido, debido a la alta concentración de la biomasa expuesta. La coexistencia de actividad anaerobia y aerobia en el mismo medio, proporciona el ambiente adecuado para llevar a cabo la nitrificación-desnitrificación en un mismo reactor. Capacidad de hacer frente a aguas residuales diluidas. Los procesos biopelícula pueden servir como una buena herramienta de trabajo en la optimización de procesos

convencionales de EBF que necesiten adaptarse a nuevas exigencias de vertido de fosfato, conservando la infraestructura existente.

- Castro y Chunga (1985), en el trabajo realizado en cono sur de Lima para determinar “El problema de los detergentes en el reuso de aguas residuales tratadas en lagunas de estabilización”, se llegó a la conclusión de que: los niveles de detergentes en las lagunas de estabilización y los efluentes no son críticos actualmente para la crianza de peces, el proceso de coagulación a una temperatura de 24 °C y pH de 7.5 no remueve el alquil benceno sulfonato y origina problemas de interferencia en el proceso de estabilización de aguas residuales. El proceso de separación de espuma remueve el alquil benceno sulfonato pero no lo suficiente con una concentración final de 0.5 mg/L, el proceso de absorción con carbón activado a una temperatura de 24 °C, pH, 0.5 L/min y 5 kilogramos de carbón granulado resulto el proceso más recomendable debido a su alta remoción de alquil benceno sulfonato del 96%.
- González y Saldarriaga (2008), en el trabajo realizado en la “Universidad de Antioquia” “Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema de tipo anaerobio-anóxico- aerobio”. Se llegó a la conclusión de que: la aplicación de sistemas de tratamiento combinado anaerobio-anóxico-aerobio con adición de material de soporte, permite comprobar la alta eficiencia de eliminación simultánea de materia orgánica y de nutrientes nitrógeno y fósforo, en el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico. Los procesos de eliminación de fósforo requieren no sólo la combinación de medios (anaerobios - aerobios), sino la purga de lodos controlada y la presencia y favorecimiento de los organismos removedores de fósforo. Desde el punto de vista de las variables de operación pH, OD y temperatura, los sistemas no presentaron variaciones significativas y su comportamiento

posiblemente permitió favorecer a bacterias acumuladoras de fósforo sobre otras bacterias, pues se ha estudiado que los valores de pH superiores a 7,0 y temperaturas cercanas a 20 °C son benéficos para las primeras y perjudiciales para las segundas. Los altos valores de eliminación de nutrientes (carbono, nitrógeno y oxígeno) hacen viable el uso de este sistema de tratamiento para las aguas residuales domésticas. Aunque no pudieron realizarse pruebas moleculares avanzadas sobre la biomasa adherida al medio de soporte, los resultados sí permiten inferir que un alto crecimiento de especies nitrificantes está relacionado con los altos niveles de remoción de nitrógeno en el tren de tratamiento estudiado.

- Iannacone (2002), en el trabajo realizado en la Universidad Nacional Agraria "La Molina", para el "Efecto del detergente doméstico alquil aril sulfonato de sodio lineales (LAS) sobre la mortalidad de tres caracoles dulceacuícolas en el Perú", se llegó a la conclusión de que: el empleo de estos tres caracoles bénticos dulceacuícolas puede ser útil para monitorear y detergentes aniónicos del grupo de LAS directamente de aguas residuales. En cambio para cuerpos de aguas dulceacuícolas o desagües tratados se necesita una fase de preconcentración de la muestra de agua antes de realizar los bioensayos de ecotoxicidad. La toxicidad observada por LAS, sobre estos caracoles presenta una alta degradación aerobia pues se empieza a degradar por la carboxilación del grupo terminal metilo por medio de una serie de β -oxidaciones formando cadenas cortas de SPCS (ácidos sulfofenilos) este proceso parece ser responsable para la marcada reducción de la surfactancia, potencial bioacumulación y toxicidad de la molécula LAS. Además su corto tiempo de vida medio de 1 a 3 semanas aproximadamente, generalmente previene su acumulación en el agua, suelo. Finalmente recomendamos el empleo de ensayos ecotoxicológicos para la evaluación de

detergentes domésticos a *P. Venustula* y *H. cumingii* debido a su mayor sensibilidad al LAS en comparación a *M. Tuberculata*.

- Lechuga (2005), en el trabajo realizado en la "Universidad de Granada" para la "Biodegradación y toxicidad de tensioactivos comerciales" se llegó a la conclusión de que: Se ha comprobado que la presencia de tensioactivos alquilpoliglucósidos no interfieren de forma importante de alcoholes grasos etoxilados por lo que el método colorimétrico yodo-yoduro, puede usarse para el seguimiento de la biodegradación de mezcla de alcoholes grasos etoxilados y alquilpoliglucósidos. La velocidad de la biodegradación para alcoholes grasos etoxilados aumenta, con el número de moles del óxido de etileno del tensioactivo y el peso molecular de este siendo este efecto más acusado para concentraciones mayores de 25 mg/L. La cinética de biodegradación del tensioactivo AGE, APG, NPO Y LAS, puede ser explicada por modelos que soportan el crecimiento de microorganismos suponiendo Monod y cinética de primer orden, hasta concentraciones de 10 mg/L para AGE y NPO, hasta 20 mg/L para APG, y hasta 50 mg/L para LAS.
- Moreno (1992), en el trabajo realizado en "Universidad Autónoma de México", para determinar la "Remoción de fenoles, detergentes y coliformes presentes en aguas residuales por medio de irradiación", mencionan que: muestras de aguas con distinto grado de contaminación (con tratamiento primario y biológico) fueron expuestas a diez diferentes dosis de radiación gamma de Co-60 en el intervalo de 6 a 37 kCy, a una razón de dosis de 25 kCy/H para definir en que etapa del tratamiento convencional de las aguas residuales, la radiación puede remover contaminantes químicos y biológicos. Con 6 a 10 kGy se eliminó hasta 5 órdenes de magnitud de microorganismos coliformes. No se encontró una dosis específica para fenoles, sin embargo, se observó que son susceptibles de ser suprimidos cuando su concentración

es de 7 a 20 mg/L. La mayor remoción de detergentes se obtuvo al aplicar 20 a 30 kCy y cuando su concentración es de 3 a 4 mg/L. Es importante mencionar que el abatimiento de fenoles y detergentes fue mayor al aplicar la irradiación después del tratamiento biológico y de la misma dimensión para coliformes en ambos casos.

- Muñoz y González (2002), en el trabajo realizado en la “Universidad Nacional Autónoma de México” para la “Remoción Biológica del Fósforo: Condiciones de operación”, llegando a la conclusión de que: La carga orgánica es una de las principales estrategias de operación que afectan el proceso RBF. Cargas altas favorecen el crecimiento de bacterias heterótrofas facultativas no poly-P. Es muy importante que durante la fase anaerobia se remueva la mayor parte de los sustratos carbonosos para evitar que bacterias heterótrofas facultativas no poly-P, dispongan de fuente de carbono. La duración del ciclo de tratamiento y de las fases anaerobia y aerobia pueden ajustarse a voluntad para alcanzar el fluente deseado.
- Peraza y Delgado (1995), en el trabajo realizado en la “Universidad de San Carlos de Guatemala”, para la “Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) de dos detergentes domésticos en *Nereis oligohalina* (Polychaeta), llegando a la conclusión de que los valores de toxicidad aguda de la CL₅₀ para cada tipo de surfactante fueron: Ariel con 0.55 g/L y Foca® de 0.095 g/L. Siendo el más tóxico el detergente Foca®, este es de tipo lineal alcano sulfonato (biodegradable). En general, los surfactantes aniónicos y catiónicos son los más tóxicos que los no iónicos. El surfactante aniónico fue más tóxico para *Nereis oligohalina* que el surfactante no iónico.
- Sánchez (2007), en el trabajo realizado en la “Universidad de Granada” para la “Efectos biológicos de los sulfonato de alquilbenceno lineales (LAS) en

suelo agrícola: biotransformación y estudios de biodiversidad”, se llegó a la conclusión de que: La distribución espacial del LAS, aplicado al suelo en el experimento esta en mayor concentración en los primeros estratos edáficos. La comunidad microbiana cultivable se encuentra en número más elevado en la superficie del suelo. El LAS, aplicado a la parcela experimental se vio sometido a una biotransformación, las mayores tasas se registraron en verano y primavera coincidiendo con los recuentos mas altos de microorganismos, por el contrario el proceso de biotransformación resulto menos eficiente en otoño e invierno. Las cepas *Pseudomonas sp.* LAS05 y *Enterobacter aerogenes* LAS09, aisladas del suelo a partir de cultivos enriquecidos con 10 mg/L de LAS, se caracterizaron por su elevada resistencia al tensioactivo siendo *Enterobacter aerogenes* LAS09 que presento mayor tolerancia hasta 500 mg/L.

- Vargas (2002), en el trabajo realizado en la “Universidad del Zulia” en el trabajo “Efecto de las Microalgas en la remoción de los compuestos nitrogenados presentes en la laguna facultativa de una planta de tratamiento de aguas residuales” se llegó a la conclusión de que: Las densidades poblacionales de las microalgas dependen en esta laguna de los parámetros físicos y químicos como la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y el nitrógeno. Esta dependencia es mucho mayor entre el nitrógeno amoniacal y las *Cianophytas* ya que los resultados demostraron que estas algas lo utilizaron como fuente principal de nitrógeno, de allí la capacidad de estos organismos para remover el nitrógeno amoniacal del agua. En general las microalgas ejercieron un efecto positivo sobre la remoción del nitrógeno que se encontraba presente en la laguna facultativa de esta planta de tratamiento.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.- Ubicación de la zona de estudio

El trabajo de investigación se realizó en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”, se encuentra ubicada al norte de la ciudad de Ayacucho, a unos 3,50 Km contados a partir del óvalo de la Magdalena siguiendo la carretera asfaltada que conduce a la ciudad de Huanta. La planta se encuentra ubicada entre las siguientes coordenadas (V T M):

Norte : 585.654 E - 8 547.489 N.

Sur : 585.762 E – 8 546.611 N.

Este : 585.996 E – 8 547.037 N.

Oeste : 585.442 E – 8 547.220 N.

La planta presenta una configuración topográfica accidentada en la que se distinguen dos plataformas separadas por un talud natural ubicado aproximadamente en la cota 2 625 msnm. La plataforma superior, en la que se ubican las principales obras, varía entre las cotas 2 638 msnm a 2 616 msnm. La plataforma inferior forma el margen izquierdo del río Alameda y varía desde la cota 2 606 msnm a la 2 617 msnm, cota esta última en las que se hallan ubicados los actuales lechos de secado. La superficie total de la planta asciende a 24, 45 ha con un perímetro de 2 318 m.

3.2. Puntos de muestreo

Se realizaron muestreos de los afluentes y efluentes intermedios y final de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" estableciéndose 05 puntos de muestreo que a continuación se detallan:

1. Afluente de la planta de tratamiento (Entrada).
2. Efluente de la laguna facultativa N° 1 (LF1).
3. Efluente de la laguna facultativa N° 2 (LF2).
4. Efluente de la unión de biofiltros (UB).
5. Efluente de la salida de la planta.

3.3. Número de muestras y frecuencia de muestreos

Las muestras fueron tomadas cada quince días a partir del mes de diciembre de 2010 al marzo de 2011; se tomaron 5 muestras cada 15 días, haciendo un total de 120 muestras analizadas.

3.4. Muestreo

Los muestreos se realizaron con la debida precaución, para lo cual fue necesario el uso de guantes quirúrgicos descartables con la ayuda de un muestreador simple de aluminio. Los muestreos se realizaron entre las 9:30 a 10:30 de la mañana, se depositó la muestra en frascos estériles de vidrio acaramelados, el volumen final de cada muestra fue aproximadamente de 1 litro.

3.5. Análisis fisicoquímico

3.5.1. Determinación de detergentes aniónico por el método del cristal violeta (Hach, 1997)

Fundamento:

La determinación de los detergentes aniónicos (LAS) se llevó a cabo por la asociación con el colorante cristal violeta y la extracción del complejo par iónico en benceno. La intensidad de color azul resultante en la fase orgánica es una

medida de la concentración de los detergentes aniónicos (LAS) en aguas limpias y residuales.

Procedimiento:

Para la determinación de detergentes aniónicos presentes en el agua residual se siguió los siguientes pasos:

- Se llenó la probeta con 150 mL de muestra de agua residual, esta se vertió en una pera de 250 mL de capacidad.
- Se agregó 5 mL de solución tampón de sulfato, se tapó la pera y se agitó durante cinco segundos.
- Se añadió violeta de cristal a la pera, se tapó y se agitó hasta disolver el polvo.
- Seguidamente se añadió 30 mL de benceno, se tapó la pera y se agitó por 1 minuto.
- Se dejó reposar la pera en un soporte de apoyo durante 30 minutos.
- Se observó dos fases en la cual se desechó la parte inferior.
- Se escurrió la capa de benceno en una celda de vidrio, se puso en otra celda la muestra de benceno puro el cual fue el blanco.
- Se llevó al colorimétrico para determinar detergentes, se colocó la muestra en la celda de la muestra y se procedió a realizar la lectura.

Los resultados fueron expresados en mg/L LAS.

3.5.2. Determinación de fosfatos método del ácido ascórbico (APHA, 1992)

Fundamento:

Este método consiste en la determinación colorimétrico del fosfato soluble en la muestra de agua residual. Este fosfato reacciona en medio ácido con el molibdato y el tartrato de antimonio y potasio para formar un ácido heteropoliácido fosfomolibdico, el cual reducido por el ácido ascórbico en un

complejo intensamente coloreado de azul, conocido como azul de molibdeno que es el compuesto que se determina por espectrofotometría. La adición de tartrato de antimonio y potasio aumenta la coloración y la velocidad de reacción a temperatura ambiente. La intensidad de la absorbancia de color azul se mide a 880nm.

Procedimiento:

- Se diluyó la muestra de agua residual, tomando 10 mL de muestra de agua residual y 90 mL de agua destilada.
- Seguidamente se filtró esta muestra, por un filtro de 0,45 µm.
- De este filtrado se tomó 50 mL, al cual se añadió 8 mL de reactivo combinado (ácido sulfúrico 5N, solución de tartrato de antimonio y potasio, solución de molibdato de amonio y ácido ascórbico).
- Se agitó vigorosamente por dos minutos, se evidencia una coloración azul.
- Se llevó al espectrofotómetro a una longitud de onda de 880 nm previamente programado para el análisis de fosfatos y leer los resultados.

Los resultados fueron expresados en P- PO_4^{3-} mg/L.

3.5.3. Determinación de nitratos método espectrofotométrico ultravioleta (APHA, 1992)

Fundamento:

El principio radica en el hecho que el anión nitrato presenta una banda de absorción molecular en la región ultravioleta del espectro de radiación electromagnética, a 220 nm. La medición de la absorción ultravioleta a 220 nm permite una rápida determinación de los iones NO_3^- .

Procedimiento:

- Se diluyó la muestra de agua residual, tomando 10 mL de muestra de agua residual y 90 mL de agua destilada en un frasco de 100 mL.

- Seguidamente se filtró esta muestra, por un filtro de 0,45 µm.
- De este filtrado se tomó 50 mL, al cual se añadió 1ml de ácido clorhídrico, se agitó vigorosamente por dos minutos.
- Se llevó al espectrofotómetro a una longitud de onda de 220 nm previamente programado para el análisis de nitratos (el nitrato no absorbe a 275 nm, el equipo está diseñado y toma en cuenta la absorbancia de la materia orgánica, por lo tanto solo reporta presencia de nitratos), frente a un blanco de 50 mL de agua destilada más 1 mL de ácido clorhídrico.

Los resultados fueron expresados en N-NO₃⁻ mg/L.

3.6. Determinación de la capacidad de remoción

La capacidad de remoción fue determinada en base a las diferencias de cargas orgánicas entre el afluente y el efluente. Entonces, la eficiencia de remoción fue calculada usando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C (\text{afluente}) - C (\text{efluente})}{C (\text{afluente})} \times 100$$

Donde: C representa la concentración del parámetro (detergentes, fosfatos, nitratos).

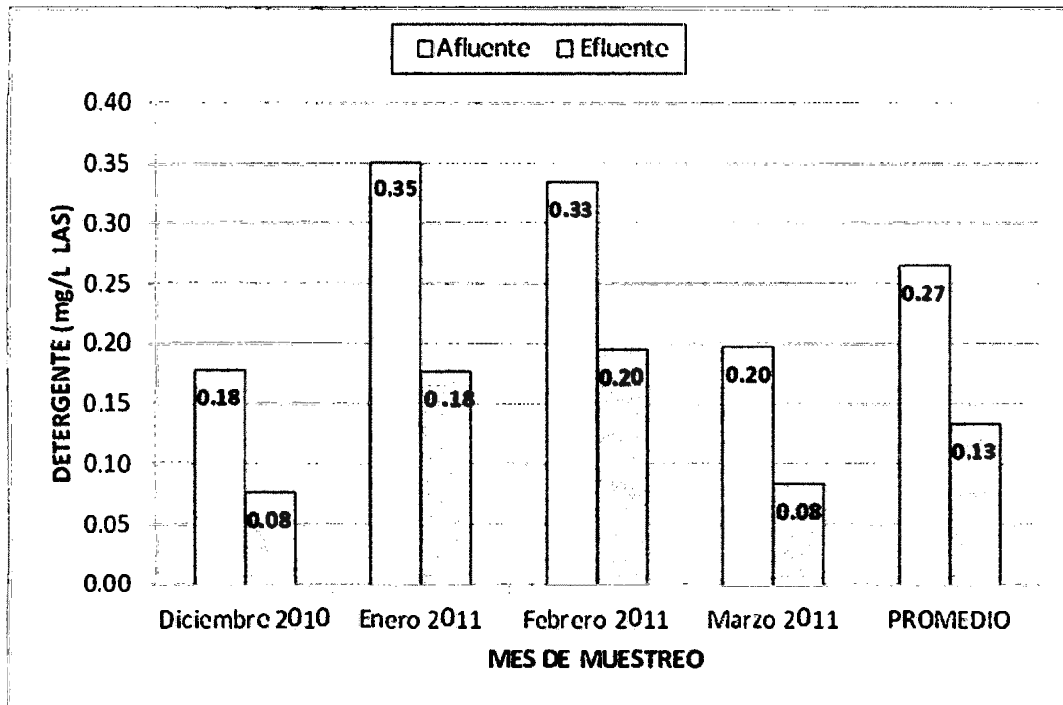
3.7. Análisis estadístico empleado

Los datos fueron expresados en gráficos, mostrando estadísticos de tendencia central como la media y dispersión con desviación típica.

Para poder comparar la capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos entre las diferentes instalaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”, se aplicó el análisis de regresión correlación de Spearman. Todas las pruebas fueron realizadas con un error (α) igual a 0,05.

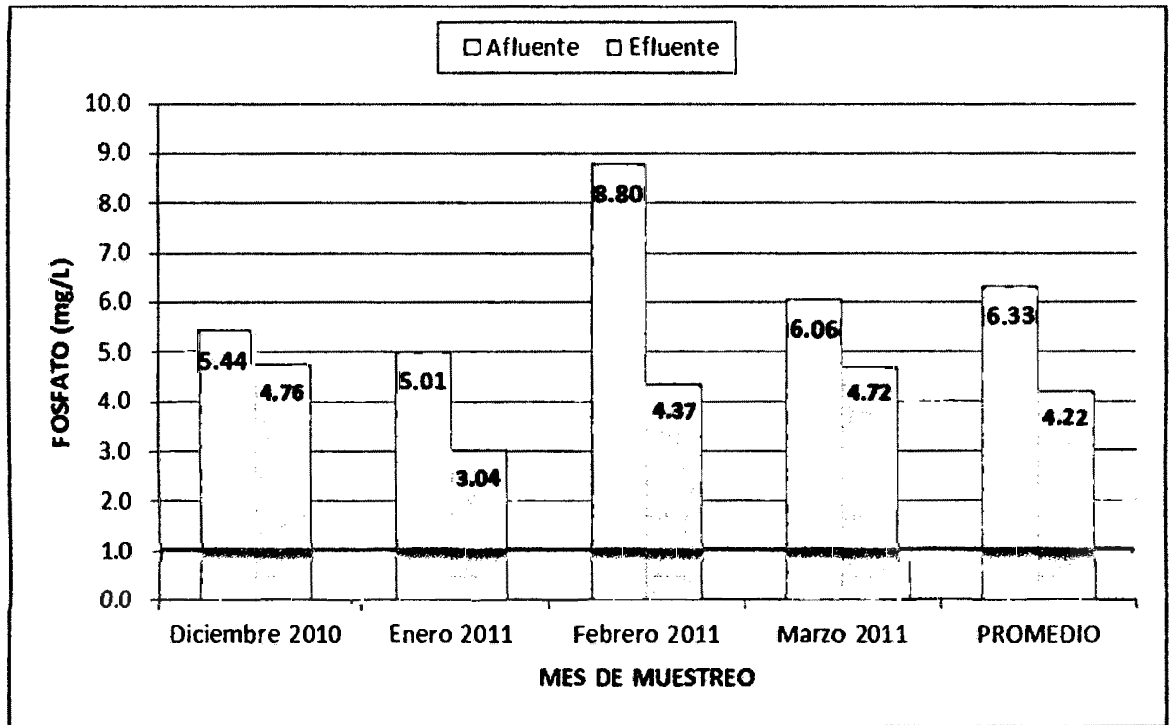
IV. RESULTADOS

Gráfico N° 01: Promedio mensual de la concentración de detergentes (LAS) en aguas residuales, afluentes y efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totora”, Ayacucho 2010-2011.



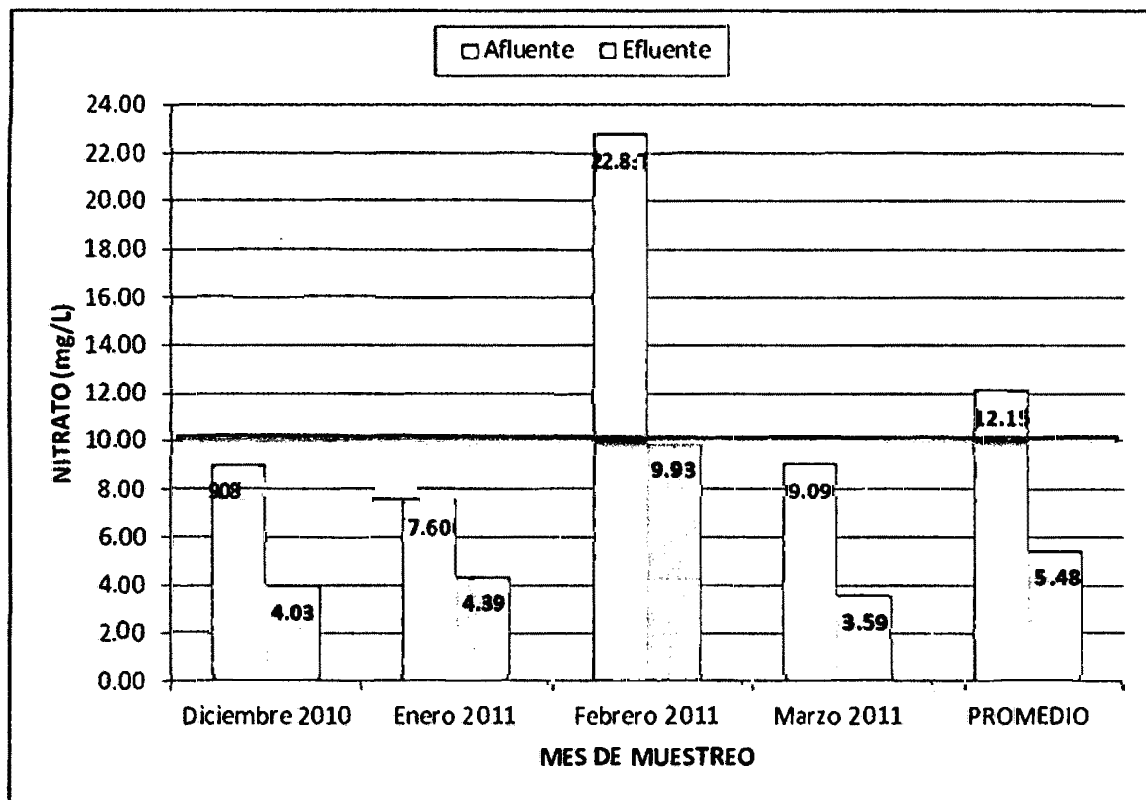
Límite máximo permisible para aguas de categoría III según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, con respecto a detergentes: 1mg/L.

Gráfico N° 02: Promedio mensual de la concentración de fosfatos en aguas residuales, afluentes y efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora", Ayacucho 2010-2011.



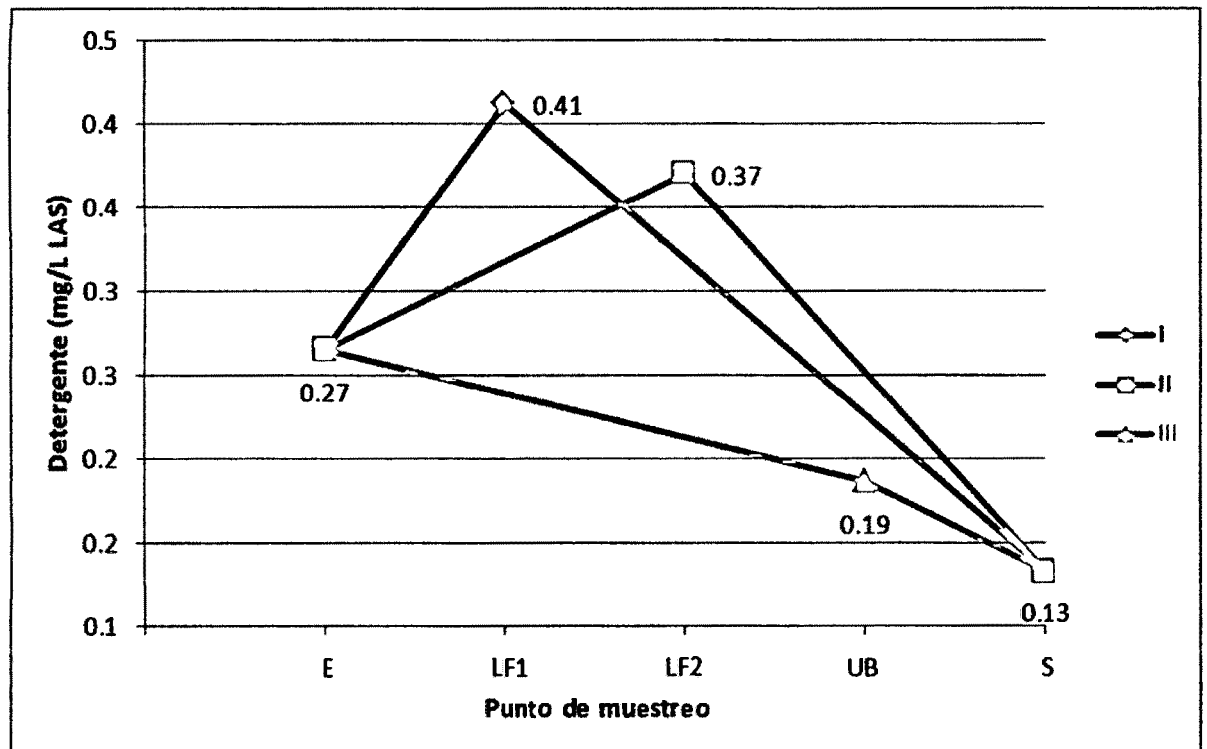
Límite máximo permisible para aguas de categoría III según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, con respecto a fosfatos: 1mg/L.

Gráfico N° 03: Promedio mensual de la concentración de nitratos en aguas residuales, afluentes y efluentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora", Ayacucho 2010-2011.



Límite máximo permisible para aguas de categoría III según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, con respecto a nitratos: 10mg/L.

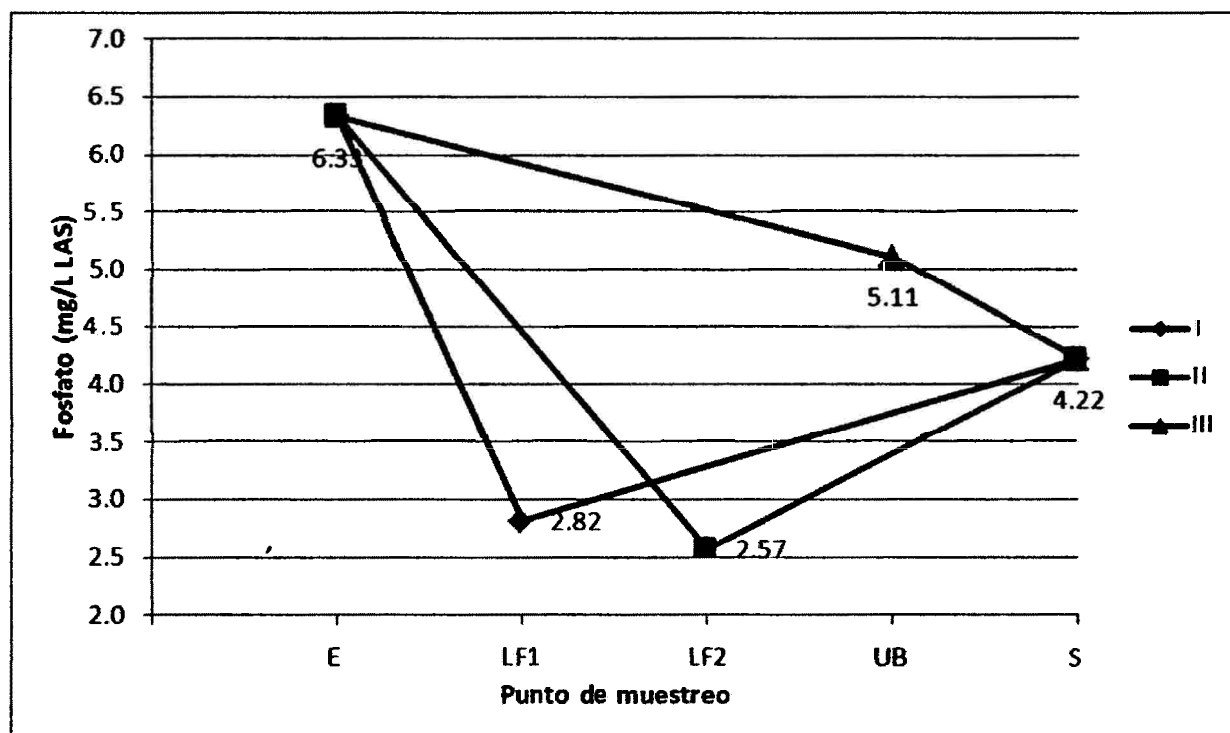
Gráfico N° 04: Concentración promedio de detergente (LAS) en aguas residuales según puntos de muestreos; en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora", Ayacucho 2010-2011.



Leyenda:

- E : Entrada o afluente.
- LF1 : Laguna Facultativa 1.
- LF2 : Laguna Facultativa 2.
- UB : Unión de Biofiltros.
- S : Salida o efluente.
- ◆ : Ruta de circulación I de las aguas residuales.
- : Ruta de circulación II de las aguas residuales.
- △ : Ruta de circulación III de las aguas residuales.

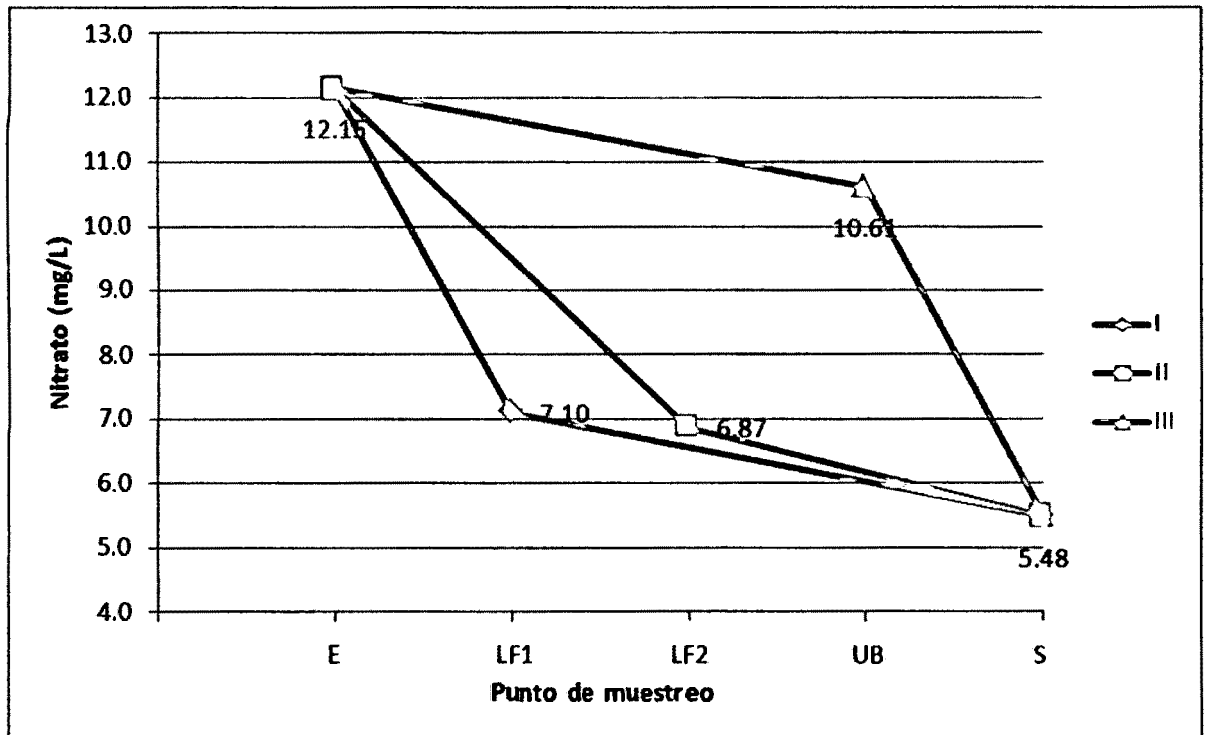
Gráfico N° 05: Concentración promedio de fosfatos en aguas residuales según puntos de muestreos; en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”, Ayacucho 2010-2011.



Leyenda:

- E : Entrada o afluente.
- LF1 : Laguna Facultativa 1.
- LF2 : Laguna Facultativa 2.
- UB : Unión de Biofiltros.
- S : Salida o efluente.
- ◆ : Ruta de circulación I de las aguas residuales.
- : Ruta de circulación II de las aguas residuales.
- ▲ : Ruta de circulación III de las aguas residuales.

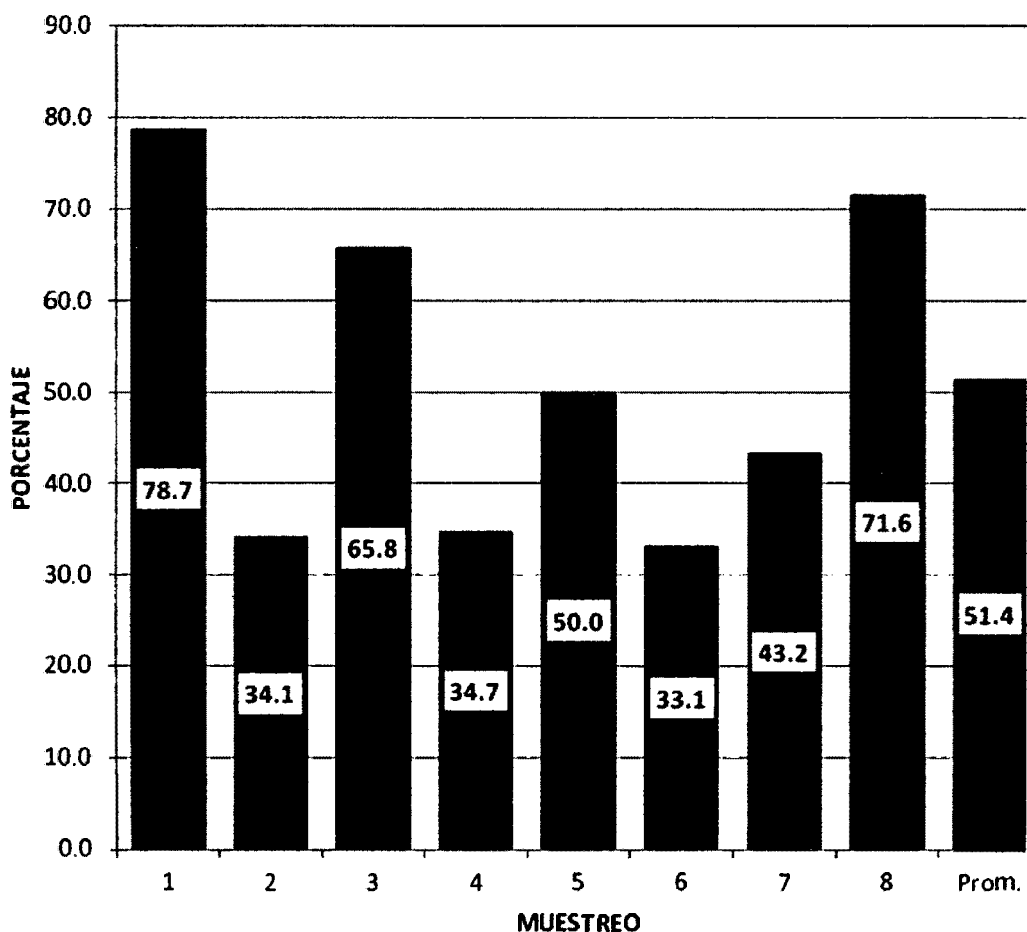
Gráfico N ° 06: Concentración promedio de nitratos en aguas residuales según puntos de muestreos; en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora", Ayacucho 2010-2011.



Leyenda:

- E : Entrada o afluente.
- LF1 : Laguna Facultativa 1.
- LF2 : Laguna Facultativa 2.
- UB : Unión de Biofiltros.
- S : Salida o efluente.
- ◇— : Ruta de circulación I de las aguas residuales.
- : Ruta de circulación II de las aguas residuales.
- △— : Ruta de circulación III de las aguas residuales.

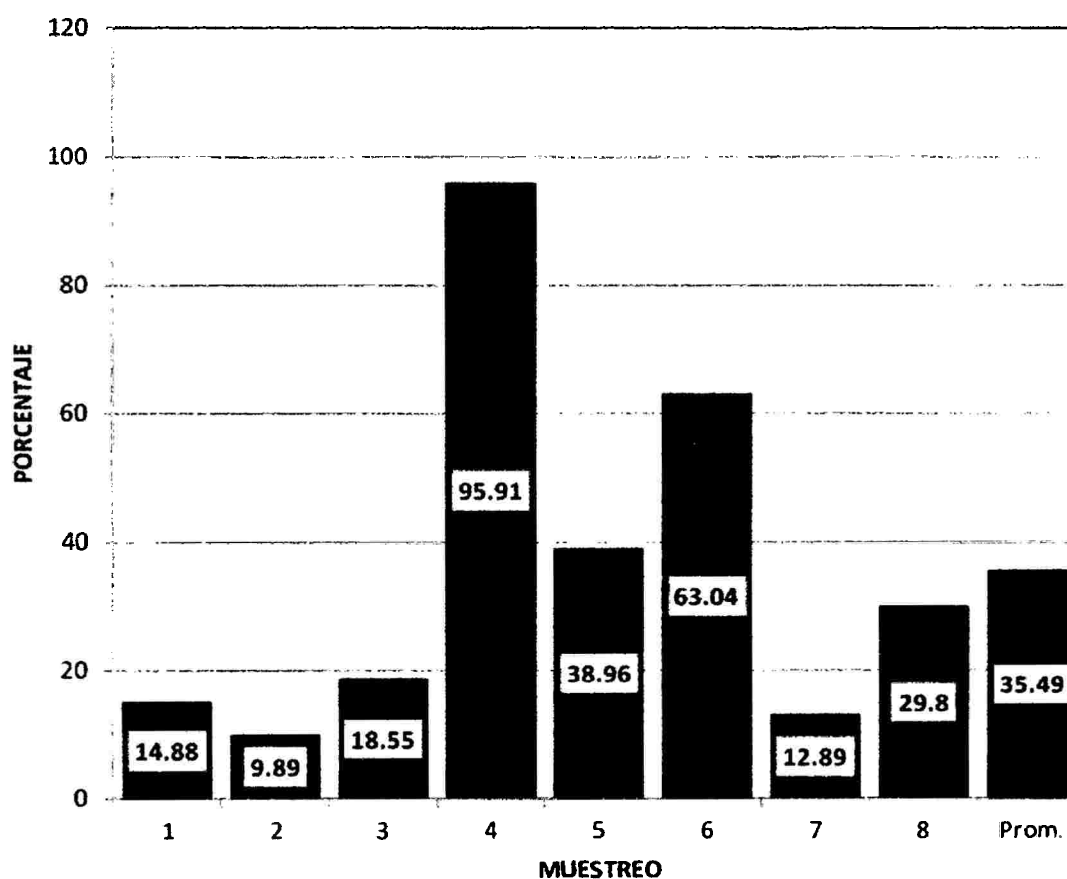
Gráfico N° 07: Porcentaje de remoción de detergentes (LAS) de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tatora", según muestreos realizados, Ayacucho 2010- 2011.



Leyenda:

- 1 : Diciembre 13 del 2010.
- 2 : Diciembre 28 del 2010.
- 3 : Enero 12 del 2011.
- 4 : Enero 27 del 2011.
- 5 : Febrero 11 del 2011.
- 6 : Febrero 26 del 2011.
- 7 : Marzo 13 del 2011.
- 8 : Marzo 28 del 2011.

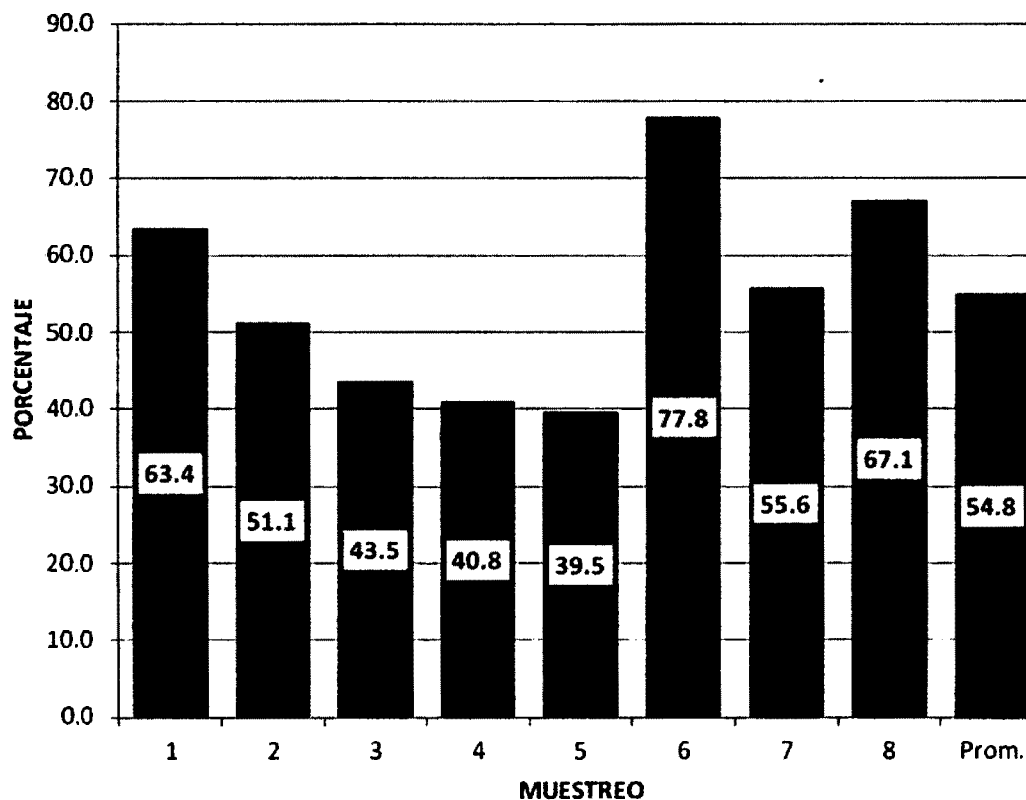
Gráfico N° 08: Porcentaje de remoción de fosfatos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Tatora", según los muestreos realizados, Ayacucho 2010-2011.



Leyenda:

- 1 : Diciembre 13 del 2010.
- 2 : Diciembre 28 del 2010.
- 3 : Enero 12 del 2011.
- 4 : Enero 27 del 2011.
- 5 : Febrero 11 del 2011.
- 6 : Febrero 26 del 2011.
- 7 : Marzo 13 del 2011.
- 8 : Marzo 28 del 2011.

Gráfico N° 09: Porcentaje de remoción de nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora", según los muestreos realizados, Ayacucho 2010-2011.



Leyenda:

- 1 : Diciembre 13 del 2010.
- 2 : Diciembre 28 del 2010.
- 3 : Enero 12 del 2011.
- 4 : Enero 27 del 2011.
- 5 : Febrero 11 del 2011.
- 6 : Febrero 26 del 2011.
- 7 : Marzo 13 del 2011.
- 8 : Marzo 28 del 2011.

Gráfico N° 10: Porcentaje de remoción de detergentes (LAS), fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”, según los meses en los que se realizaron los muestreos, Ayacucho 2010-2011.

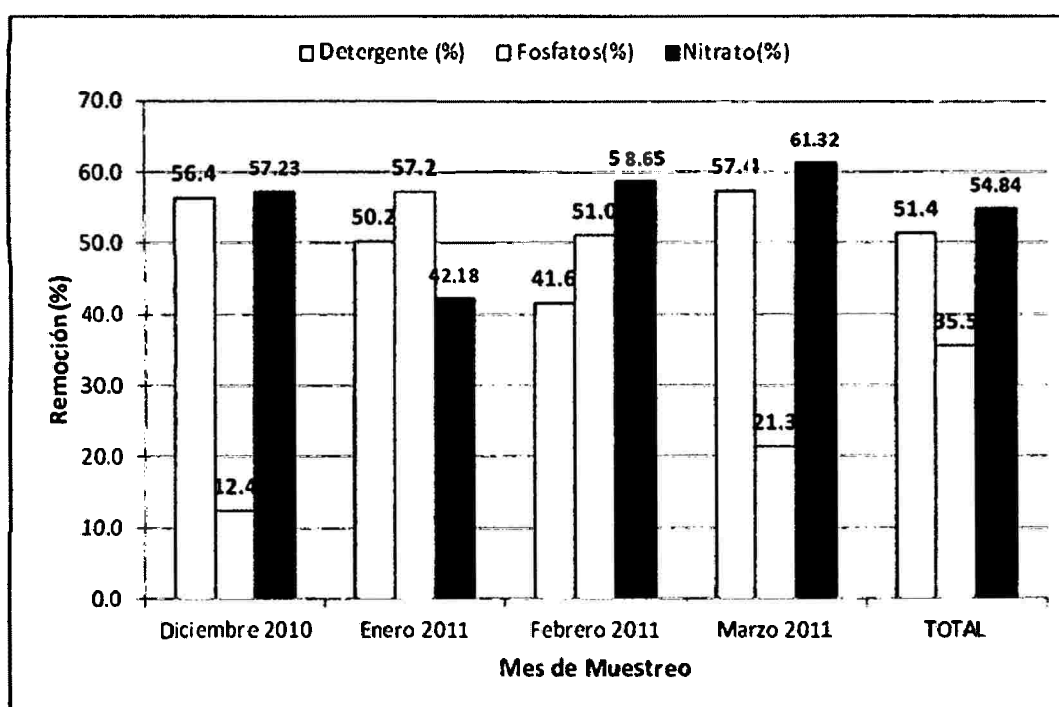


Gráfico N° 11: Relación entre remoción de detergentes y fosfatos, según meses en los que se realizaron los muestreos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totora”, Ayacucho 2010-2011.

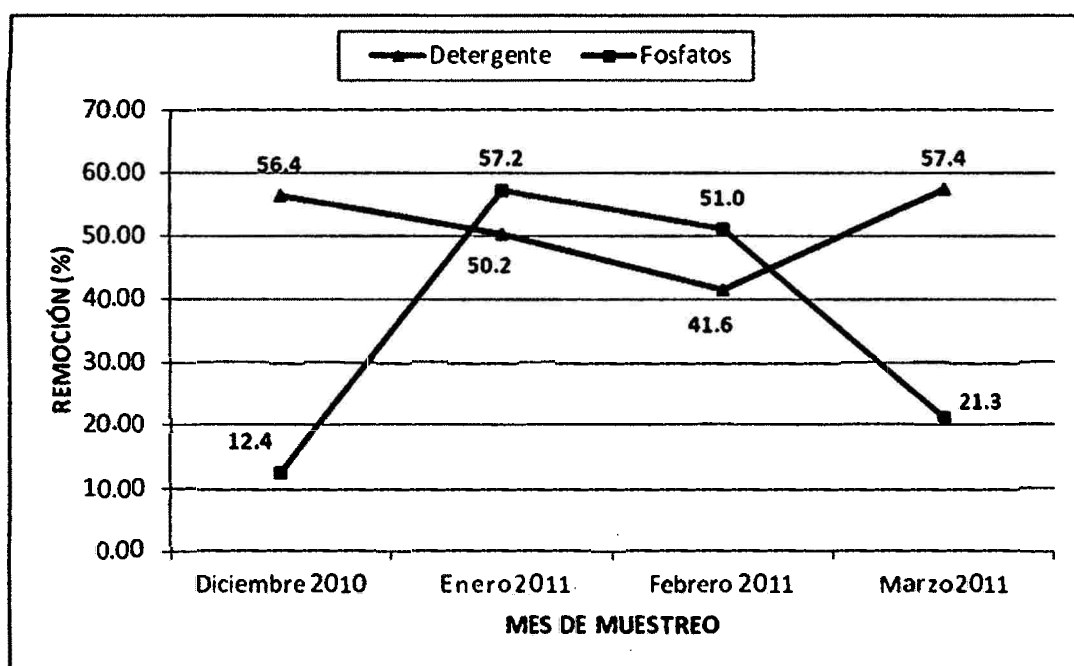


Gráfico 12.- Relación entre remoción de detergentes y nitratos, según meses en los que se realizaron los muestreos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora", Ayacucho 2010-2011.

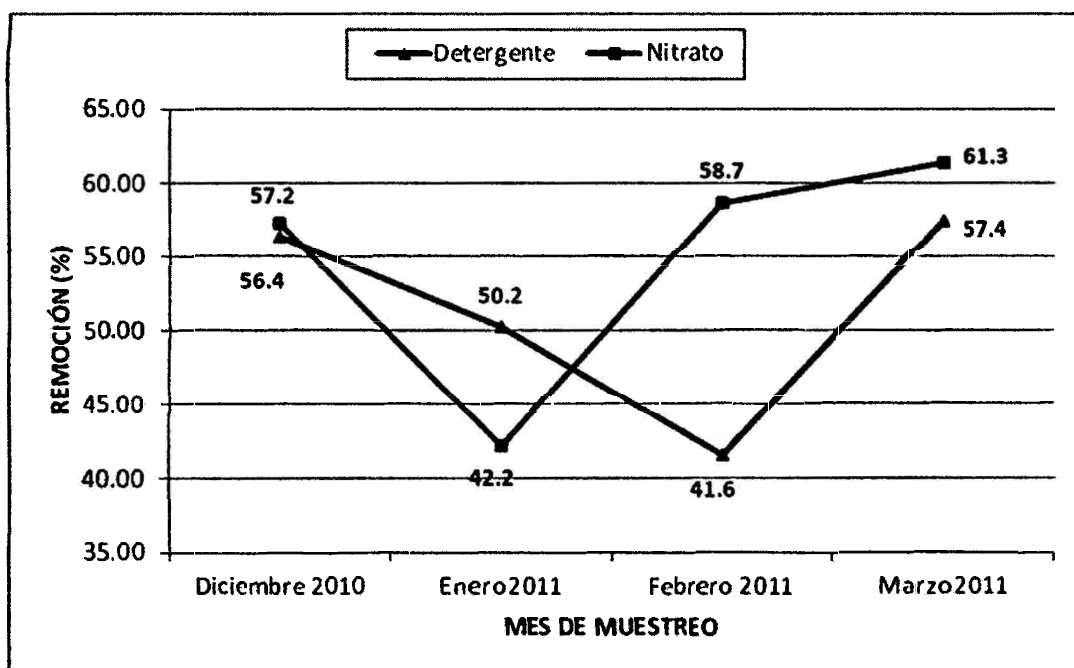
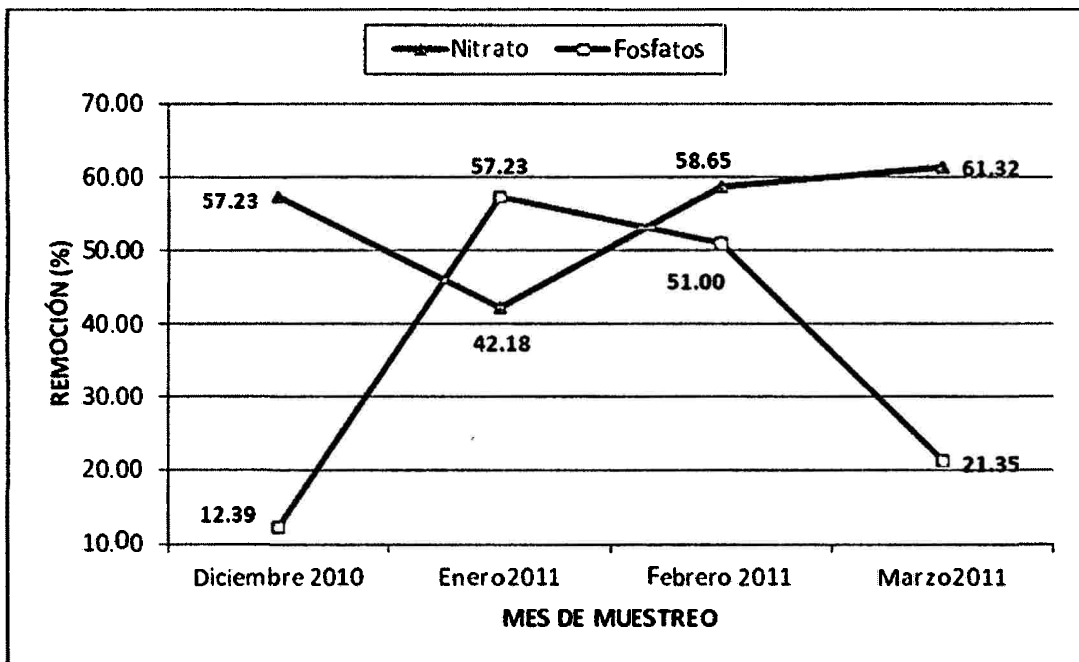


Gráfico 13.- Relación entre la remoción de nitratos y fosfatos, según meses en los que se realizaron los muestreos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora", Ayacucho 2010-2011.



V. DISCUSIÓN

En el gráfico N° 01, se observa que la concentración promedio de detergentes en el afluente de la planta es 0,27 mg/L LAS y en el efluente final es 0,13 mg/L LAS, este valor se ajusta a lo establecido en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, de categoría III (Peruano, 2008), la cual establece valores no mayores de 1 mg/L de detergentes, por lo tanto la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” cumple con el valor requerido para su vertimiento al cuerpo receptor. Seguramente la presencia del consorcio de microorganismos encargadas de su degradación tuvieron las condiciones adecuadas para su desenvolvimiento, la completa degradación del surfactante parece requerir la actividad de distintos consorcios microbianos entre las especies que más comúnmente se encuentran en el medio ambiente y son capaces de degradar tensioactivos son *Pseudomonas* y *Aerobacterias*.

En el gráfico N° 02, se observa que la concentración promedio de fosfatos en el afluente de la planta es 6,33 mg/L P-PO₄⁻³ y en el efluente final es 4,22 mg/L P-PO₄⁻³, este valor aún no se ajusta a lo establecido en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, de categoría III (Peruano, 2008), la cual establece valores no mayores de 1 mg/L de fosfatos, por lo tanto la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” aún no cumple con el valor requerido para su vertimiento al cuerpo receptor, debido

seguramente a la falta de condiciones para la actividad de la bacteria acumuladora de fosfatos ya que esta actúa en condiciones aeróbicas, la eliminación biológica de fósforo, esta influenciada por la cantidad y tipo de sustrato disponible, el tiempo de duración de las fases, la presencia de oxígeno disuelto, nitratos y nitritos, la temperatura del agua residual, el pH y el tiempo de retención de sólidos. En estudios realizados en la Megaplanta de biofiltros de Villa Canales de Guatemala la concentración de fósforo en el río Villalobos se encuentra por encima del límite permitido según el Reglamento de las Descargas y Reuso de Aguas Residuales y de la Disposición de lodos cuyo límite es 10mg/L P, aún después de recibir tratamiento su concentración es 16.98 mg/L P en el efluente de la Planta, valor superior al obtenido en el estudio 4,22 mg/L P- PO_4^{3-}

En el gráfico N° 03, se observa que la concentración promedio de nitratos en el afluente de la planta es 12,15 mg/L N- NO_3^- , en el efluente final es 5,48 mg/L N- NO_3^- , este valor se ajusta a lo establecido en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, de categoría III (Peruano, 2008), la cual pide valores no mayores de 10 mg/L de nitratos, por lo tanto la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” cumple con el valor requerido para su vertimiento al cuerpo receptor. Las bacterias encargadas de la transformación de estos compuestos nitrogenados seguramente tuvieron las condiciones adecuadas como para su desenvolvimiento y así poder remover este compuesto inorgánico a su forma más oxidada que se encuentra en aguas residuales. En un estudio realizado en Piracicaba, Brasil se determinó la remoción de nutrientes en un humedal, encontrándose una reducción de nitratos del 78% y de amonio en un 50% valor superior al obtenido en el estudio realizado 54.8%.

En el gráfico N° 04, se observa que el promedio de la concentración de detergentes en el afluente es de 0,27 mg/L LAS, este valor es menor con respecto a las LF1 y LF2 con 0,41 mg/L LAS y 0,37 mg/L LAS respectivamente,

debido a que en el trabajo de investigación se tomaron muestras puntuales tomadas en una hora preestablecida (9:30 de la mañana) y también por que aún las personas no están lavando ropa, lavando pisos, realizando las actividades con el uso de detergentes, jabones, lavavajillas. En el punto de muestreo de la LF1, se obtiene la concentración más elevada 0,41 mg/L LAS en comparación a la LF2 que es 0,37 mg/L LAS, esto debido a que estaría ingresando más caudal del que esta diseñado a la laguna, teniendo menos tiempo de retención; puede no haber la presencia de bacterias degradadoras de detergentes, o haber la presencia de una de ellas, la completa degradación del surfactante parece requerir la actividad de distintos consorcios microbianos entre las especies que más comúnmente se encuentran en el medio y son capaces de degradar tensioactivos son *Pseudomonas* y *Aerobacterias*.

En la ruta de circulación III, la concentración de detergentes en el afluente es 0,27 mg/L LAS, este valor es mayor con respecto a la unión de biofiltros, cuya concentración es de 0,19 mg/L LAS, ya que esta unidad operacional realiza un tratamiento biológico por medio de microorganismos que se encuentran adheridos a este material de empaque, cuando el agua residual pasa a través del filtro el oxígeno y los nutrientes son consumidos por la comunidad microbiana.

En el gráfico N° 05, se observa el valor más alto en cuanto a la concentración de fosfatos en el afluente 6,33 mg/ L $P-PO_4^{-3}$, esto se explica a que en este punto el agua residual es bruta (agua sin tratamiento) con un caudal de 350 L/s, no a tenido ninguna transformación. Se observa también una disminución de fosfatos en las LF1 y LF2 con concentraciones de 2,82mg/L $P-PO_4^{-3}$ y 2,57mg/L $P-PO_4^{-3}$ respectivamente; en comparación con el afluente 6,33mg/L $P-PO_4^{-3}$, esto debido a la asimilación de fósforo por la población de bacterias acumuladoras de fosfatos en estas lagunas, para lograr bajas

concentraciones de fósforo, en un efluente por vía biológica, es necesario conseguir que los microorganismos acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Así, la laguna facultativa se basa en exponer la biomasa a ciclos anaerobio-aerobio. En la ruta de circulación III se observa que en la unión de biofiltros la concentración es 5,11mg/L P-PO₄⁻³, ya que no se obtuvo un buen rendimiento de la disminución de fósforo en los biofiltros, sería conveniente revisar la carga que reciben los biofiltros para corroborar que no se este excediendo la capacidad de éstos. Originalmente el filtro es diseñado principalmente para la remoción de materia orgánica, más no así para la remoción de nutrientes. En la Megaplanta de biofiltros de Villa Canales de Guatemala obtienen concentraciones de fósforo en los biofiltros de 11 mg/L P, por lo que puede deducirse que la contribución de los biofiltros a la disminución de fósforo es poco, habiendo similitud con el estudio realizado ya que se obtiene una concentración en el afluente de 6,33 mg/ L P-PO₄⁻³ y en la unión de biofiltros la concentración de 5,11mg/L P-PO₄⁻³ .

En el gráfico N° 06, se observa que el mayor valor de concentración de nitratos se da en el afluente 12,15 mg/L N-NO₃⁻, esto se explica a que en este punto el agua residual es bruta (agua sin tratamiento) con un caudal de 350 L/s no a tenido ninguna transformación de este compuesto. También se observa que en las LF1 y LF2 su concentración es 7,10mg/L N-NO₃⁻ y 6,87mg/L N-NO₃⁻ respectivamente; esta disminución en su concentración se lleva a cabo a través de una acción conjunta de algas y bacterias.

En las lagunas facultativas es importante la concentración de algas presentes, por la acción de la clorofila. Es recomendable que la concentración de ésta se encuentre entre 500 y 1000 µg/L. Vargas (2005) relacionó la concentración de algas en laguna facultativas, con la remoción de nitrógeno, y obtuvieron una reducción de nitrógeno del 21.61%. En dicho estudio se

determinó también la concentración de clorofila, fue de 557.86 mg/L. No se tiene ningún dato de la concentración de clorofila en las lagunas de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá” sin embargo, es importante que este dato sea monitoreado. Se observa también que en la ruta de circulación III, la unión de biofiltros 10,61mg/L $N-NO_3^-$, la concentración de nitratos es sustancialmente menor que el afluente esto debido a que la mayoría de los procesos importantes ocurren en el sedimento, y los nutrientes y el oxígeno disueltos deben difundir del agua residual al sedimento, lo cual es un proceso muy lento. En Estados Unidos se ha establecido que la eficiencia de purificación de los biofiltros es alta para la DQO y DBO_5 (90%) y para la contaminación bacteriana (99%), pero es sustancialmente más baja para el nitrógeno y el fósforo (10–15%).

En los biofiltros, un proceso importante en la eliminación del nitrógeno es la amonificación, que consiste en la transformación biológica del nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, este último puede eliminarse por volatilización, por absorción por organismos fotosintéticos, asimilación por microorganismos o nitrificación. Sin embargo, para que ocurra la amonificación, el pH debe ser alcalino (8 -10), el pH en los biofiltros fluctúa alrededor de 7 - 8, esto podría estar afectando el proceso de amonificación en los biofiltros, y por lo tanto su eficiencia en la eliminación de nitrógeno. Las bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* tienen un papel importante en la degradación de nitrógeno, ya que estas contribuyen a la formación de nitrato (indica que el residuo ha sido estabilizado con respecto a su demanda de oxígeno), un proceso previo a la eliminación de nitrógeno en su forma gaseosa. La probable ausencia de estas bacterias podría ser una de las causas para el pobre funcionamiento de los biofiltros. Sería conveniente determinar su presencia y concentración, y de

ser necesario aplicarse bionóculos de estas bacterias para aumentar su población en los biofiltros, y con esto la eficiencia en la eliminación de nitrógeno.

En el gráfico N° 07, se observa que la mayor depuración de detergentes se dio en el mes de Diciembre I con 78,7% de remoción, esto debido a que en este mes las precipitaciones son con menor frecuencia por ende no produciéndose un menor tiempo de retención para el cuál esta diseñado, presencia de radiación solar (horas sol) muy importante para la utilización de la energía radiante, a través de la fotosíntesis, por las algas; se observa que el valor más bajo se obtuvo en el mes de Febrero II con 33,1% de remoción, esto debido a que en este mes se registran temperaturas bajas y este parámetro juega un papel importante. La medición de la temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos dependiendo de la temperatura. Por otro lado, la temperatura del agua afecta y altera directamente las reacciones químicas, las velocidades de reacción, la vida acuática y la adecuación del agua para fines benéficos. La radiación solar (horas sol) es menor, la absorción de energía solar, por el agua en lagunas de estabilización es muy importante porque afecta la utilización de energía radiante, a través de la fotosíntesis, por las algas; incide sobre la destrucción de organismos patógenos, y sobre la temperatura del agua. La presencia de lluvias cuyo efecto inmediato es provocar un aumento del caudal de entrada, por lo que el tiempo de residencia del agua disminuye, la lluvia genera turbulencia que da lugar a que las lagunas aparezcan revueltas, el oxígeno disuelto suele bajar después de las tormentas debido a la demanda adicional de oxígeno provocada por los sólidos arrastrados por el agua de lluvia y los sedimentos de las lagunas que se mezclan con la columna de agua.

En el gráfico N° 08, se representa la capacidad de remoción de fosfatos, en el mes de enero II se obtuvo el valor más alto 95,9% de remoción, las

diluciones causadas por las lluvias hacen menos tóxico la presencia de detergentes en el medio acuático, permitiendo la actividad de las bacterias que degradan compuestos fosfatados; se observa que el valor más bajo se dio en el mes de diciembre II con 9,8% de remoción, debido a la falta de condiciones para la actividad de la bacteria acumuladora de fosfatos ya que esta actúa en condiciones aeróbicas. La superficie de las lagunas se encontraba total o parcialmente cubiertas por una capa sólida formada por aceites, grasas y otros materiales flotantes lo que estaría impidiendo el paso de la luz solar eliminando la producción de oxígeno a través del proceso de fotosíntesis.

En el gráfico N° 09, se observa que la mayor remoción de nitratos se dio en el mes de febrero II con 77,8% de remoción, debido a que las lluvias van disminuyendo, entonces el tiempo de retención es el adecuado para que las bacterias transformadoras de compuestos nitrogenados puedan transformar este compuesto a su forma más oxidada. También se observa que el valor más bajo se dio en el mes de febrero I con 39,5% de remoción, la presencia de las lluvias aumentan el caudal de entrada, por lo que el tiempo de residencia del agua disminuye. El oxígeno disuelto suele bajar después de las tormentas debido a la demanda adicional de oxígeno provocada por los sólidos arrastrados por el agua de lluvia y los sedimentos de las lagunas que se mezclan con la columna de agua, se observó la presencia de insectos lo cual evidencia una mala circulación en las lagunas; el crecimiento de plantas alrededor y en la superficie de las lagunas. La presencia de vientos da lugar a la aparición de problemas de flujo en las lagunas. Por ejemplo, en un estudio realizado en Antioquia, Colombia, por Ramírez y colaboradores, sobre el desempeño de un sistema de lagunas anaerobias y facultativas para el tratamiento de aguas residuales, se obtuvo una remoción de nitrógeno del 36%, un porcentaje menor al que se observó en este estudio con 54.8% de remoción promedio de nitratos a nivel de la Planta.

En el gráfico N° 10, se observa que el mayor porcentaje de remoción de detergentes y nitratos fue en marzo y de fosfatos fue en enero 57,40%, 61,32% y 57,23% respectivamente. La legislación involucrada esta establecida en el Decreto Ley N° 002-2008 de la legislación peruana. Que, el artículo 1° de la Ley N° 28817, establece los plazos para la elaboración y aprobación de los Estándares de Calidad Ambiental y de Límites Máximos Permisibles que la Autoridad Nacional del Agua autoriza el vertimiento del agua residual tratada a un cuerpo natural de agua continental o marina, previa opinión técnica favorable de las autoridades ambiental y de salud sobre el cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental y Límites Máximos Permisibles; que establece que los vertidos de aguas residuales tratadas no deberán afectar las condiciones de uso del río. Dado que el río Alameda ha sido identificado como uso de riego, el efluente de la planta de tratamiento deberá ser tal que la calidad del río aguas abajo se ajuste a un agua de categoría III (aguas para riego de vegetales de consumo crudo y bebida de animales).

En el gráfico N° 11, se observa que la mayor remoción de detergentes aniónicos se dio en los meses de diciembre y marzo con 56,40% y 57,40% respectivamente, esto debido a que en estos meses las precipitaciones son con menor frecuencia y no causando el aumento de caudal en las lagunas lo que ocasionaría menor tiempo de retención. La luz es fundamental, para la actividad fotosintética esta depende no sólo de la luz que alcanza la superficie del agua, sino de la que penetra en profundidad.

En los meses de enero y febrero con 50,24% y 41,56% respectivamente, la remoción de detergentes fueron las más bajas debido a que en estos meses las precipitaciones fueron mayores ocasionando incremento en el caudal de las lagunas y por ende menor tiempo de remoción, las horas sol fueron menores ya que el clima se encontraba nublado reduciendo la actividad de las algas.

Seguramente la presencia del consorcio de microorganismos encargadas de su degradación no tuvieron las condiciones adecuadas para su desenvolvimiento.

En el mes de diciembre y marzo la remoción de fosfatos fueron las más bajas con 12,38% y 21,35% respectivamente, recientemente se han demostrado efectos inhibitorios de LAS, sobre grupos de bacterias que muestran una sensibilidad al estrés inducido por la exposición al LAS y pueden ser consideradas como un indicador biológico para determinar el impacto de LAS sobre las comunidades microbianas.

En el mes de enero y febrero la remoción de fosfatos fue de 57,25% y 51,00% respectivamente, las diluciones causadas por las lluvias hacen menos tóxico la presencia de detergentes en el medio acuático, permitiendo la actividad de las bacterias que degradan compuestos fosfatados. Se calcula que alrededor del 50% de los fosfatos de las aguas residuales proviene de los detergentes; el porcentaje restante se asocia a compuestos fosfatados presentes en desechos humanos, animales y de fertilizantes de fósforo.

En el gráfico N° 12, se observa que la mayor remoción de detergentes aniónicos fue en el mes de enero 50,24%, debido a la presencia de bacterias degradadoras de detergentes, que tuvieron las condiciones adecuadas para su desenvolvimiento.

La menor remoción se dio en los meses de diciembre, febrero y marzo con 56,40%, 41,57% y 57,40% respectivamente, seguramente la presencia del consorcio de microorganismos encargadas de su degradación no tuvieron las condiciones adecuadas como concentración de oxígeno disuelto, pH, contaminantes orgánicos.

La mayor remoción de nitratos se dio en los meses de diciembre, febrero y marzo con 57,23%, 58,65% y 61,32% respectivamente, teniendo las bacterias responsables de la nitrificación las condiciones adecuadas como: oxígeno,

materia orgánica disuelta, pH y temperatura para su desenvolvimiento y así poder remover este compuesto inorgánico a su forma más oxidada que se encuentra en aguas residuales.

La menor remoción de nitratos se dio en el mes de enero con 42,18 % debido a que las bacterias nitrificantes no tuvieron las condiciones adecuadas para su desempeño, estos organismos son sensibles y extremadamente susceptibles a un amplio rango de sustancias inhibidoras que afectan el proceso de nitrificación, que pueden inhibir el crecimiento y la acción de estos organismos. Es fundamental que existan concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 1mg/L, si el nivel de oxígeno disuelto, es inferior a este valor, el oxígeno se convierte en un nutriente limitante del proceso, y puede producirse el cese o la ralentización del proceso de nitrificación.

En el gráfico N° 13, se observa que la mayor remoción de nitratos se dio en los meses de diciembre, febrero y marzo con 57,23%, 58,65% y 61,32% respectivamente, la fotosíntesis que ocurre en lagunas facultativas contribuye para la elevación del pH, en condiciones de elevada actividad fotosintética mayores a 7,2; pudiendo subir a valores por encima de 9, proporcionando condiciones para la volatilización del NH_3 , además el consumo de NH_3 por las algas; no hubo la presencia de cortocircuitos o zonas muertas que pudieran obstaculizar el proceso de nitrificación, el tiempo de retención celular para las bacterias que oxidan el nitrógeno debe de ser periodos largos ya que, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de tiempo de retención celular. Es importante resaltar que seguramente hubo una fuente de nitritos y nitratos procedentes en la zona aerobia, posibilitando las fuentes de carbono y energía para los organismos desnitrificantes.

La menor remoción de nitratos se dio en el mes de enero con 42,18% debido a que las bacterias nitrificantes no tuvieron las condiciones adecuadas para su

desempeño. Un problema relacionado con la nitrificación es el descenso del pH del sistema, debido a la formación del ácido nítrico. El pH puede bajar hasta 4,5 perjudicando el sistema biológico, los organismos nitrificantes están presentes en casi todos los procesos de tratamiento biológico aerobio, pero su cantidad es limitada.

La mayor remoción de fosfatos se dio en el mes de enero 57,23% debido a que las bacterias encargadas de su eliminación tuvieron las condiciones para su desempeño, la remoción de fósforo requiere contar con bajos tiempo de retención celular, el comportamiento metabólico relacionado con la eliminación de fósforo incluye diferentes fases tanto en condiciones anaerobias y aerobias. La menor remoción de fosfatos se dio en los meses de diciembre, febrero y marzo con 12,39%, 51,00% y 21,35% respectivamente, esto debido a que un factor que influye en la eliminación de fosfatos es la presencia de nitratos y nitritos en el sistema anaerobio, ocasionando que los microorganismos consuman rápidamente toda la cantidad de sustrato posible por vía óxica, quedando poco sustrato en el seno del líquido. Entonces, el fenómeno de liberación de fósforo se detendrá, y será sustituido por el de captación.

VI. CONCLUSIONES

1. La capacidad de remoción promedio de detergentes en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora" expresado en porcentaje es 51,4%, el porcentaje mayor de remoción fue en marzo con 57,4%. La concentración promedio de detergentes al final del tratamiento fue de 0,13 mg/L LAS, valor inferior al límite máximo permisible según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, de la legislación peruana, para aguas de categoría III.
2. La capacidad de remoción promedio de fosfatos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora" expresado en porcentaje es 35,4%, el porcentaje mayor de remoción de fosfatos fue en enero con 57,2%. La concentración promedio de fosfatos al final del tratamiento fue de 4,22 mg/L P- PO_4^{-3} , valor superior al límite máximo permisible según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, de la legislación peruana, para aguas de categoría III.
3. La capacidad de remoción promedio de nitratos en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora" expresado en porcentaje es 54,8%, el porcentaje mayor de remoción de nitratos fue en marzo con 61,3%. La concentración promedio de nitratos al final del tratamiento fue de 5,48 mg/L N- NO_3^- , valor inferior al límite máximo permisible según Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM, de la legislación peruana, para aguas de categoría III.

VII. RECOMENDACIONES

1. Es recomendable que se revisen y mejoren los procedimientos de operación y mantenimiento en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Totorá”, con el fin de determinar las deficiencias que impiden obtener un resultado satisfactorio en la remoción de fosfatos.
2. Las lagunas tienen requerimientos operacionales y de mantenimiento mínimos que, deben de revisarse y cumplirse periódicamente, por el operador, con el objetivo de eliminar los problemas que frecuentemente se presentan en este tipo de plantas; como en el caso de remover las natas, sobrenadantes, sólidos flotantes, plantas acuáticas, plantas alrededor de las lagunas, insectos y disponerlas apropiadamente.
3. Realizar trabajos de investigación sobre la influencia de la biomasa algal en la determinación de los nutrientes en el efluente de las lagunas facultativas.
4. Para la mejor obtención de remoción en cuanto a fosfatos, debe existir una liberación del fosfatos, bajo condiciones anaerobias para que de esta forma pueda prevalecer la captación de fosfatos en una siguiente fase aerobia, lo que tiene como resultado la eliminación biológica de este elemento, por consiguiente se debe realizar investigaciones sobre la eliminación de fosfatos en estas condiciones.

5. Para la mejor obtención de remoción en cuanto a fosfatos y nitratos en los filtros percoladores, sería conveniente determinar su presencia y concentración, y de ser necesario aplicarse bionóculos de estas bacterias para aumentar su población en los biofiltros, y con esto la eficiencia en la eliminación de estos nutrientes en esta unidad operacional.
6. Implementar el laboratorio de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá", para realizar los análisis de detergentes y de nutrientes (fosfatos y nitratos) con la adquisición del equipo necesario para su análisis.
7. Realizar trabajos de investigación sobre la influencia de los sólidos suspendidos y disueltos con relación a la relativa "fragilidad" de las lagunas facultativas al hacer "corto circuitos o caminos preferenciales" por aumento del caudal.
8. Se recomienda, en vista que la operación de la planta ya cumplió la primera etapa del año 2010, se debe de realizar gestiones para la ejecución de estudios y del proyecto para su financiamiento para la segunda etapa o la ampliación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" al año 2020.
9. Realizar estudios sobre la ecotoxicidad de los detergentes aniónicos LAS, sobre los microorganismos como bacterias, algas, protozoos, hongos, placton, peces, crustáceos, insectos o moluscos y plantas comunes.
10. En el proyecto se tomaron muestras puntuales, tomadas en una hora pre establecida, este tipo de muestreo no puede señalar las fluctuaciones de la calidad del agua que ocurre en el efluente de un sistema de tratamiento, se recomienda en posteriores investigaciones tomar muestras compuestas.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Altmajer, D.** 2004."Formulación de detergentes biodegradables: Ensayos de Lavado".Universidad de Granada. España.
2. **American Public Health Association. (APHA)** 1992. American Water Works Association. Water Pollution Control Federation. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Días de Santos S.A. 17 edición. USA.
3. **Arteaga, F.** 1993. Tratamiento de las aguas residuales y aspectos sanitarios. X Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiente. Chiclayo – Perú.
4. **Brock, T., Madigan, M.** 1993. Microbiología. Sexta Edición. Editorial Prentice Hill Hispanoamericana S.A. México.
5. **Bracho, N., García, C.** 1999. Ajustes de modelos de remoción de DBO en lagunas. Universidad del Zulia. Venezuela.
6. **Burbano, A.** 1999. Manual técnico, lagunas de estabilización y Zanjas de oxidación. Lima-Perú.
7. **Chuchón, S.** 1998. Manual de análisis de aguas. Editorial UNSCH. Perú.
8. **Castillo, P.** 1999."Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula". Universidad de Cantabria.
9. **Castro, M., Chunga, C.** 1985. "El problema de los detergentes en el reuso de aguas residuales tratadas en lagunas de estabilización".Realizado en el cono sur de Lima.
10. **Consulting Engineers Salzgitter (CES) GMBH.** 2001. Estudio de impacto ambiental proyecto de agua potable y alcantarillado de Ayacucho. Volumen II, Tomo I.
11. **Consulting Engineers Salzgitter (CES) GMBH.** 2002. Estudio definitivo – informe final proyecto de agua potable y alcantarillado de Ayacucho.
12. **Condezo, G.** 1985. Estudio físico químico y bacteriológico de las lagunas de estabilización de Ayacucho (marzo– agosto). Tesis – UNSCH.
13. **Crites, R., Tchobanoglous, G.** 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Editorial Mc Graw – Hill Interamericana. Bogotá – Colombia.
14. **Díaz, J., Bellot, F.** 1995. Evaluación de tanques Imhoff - ciudad de La Paz. VII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Santa Cruz – Bolivia.

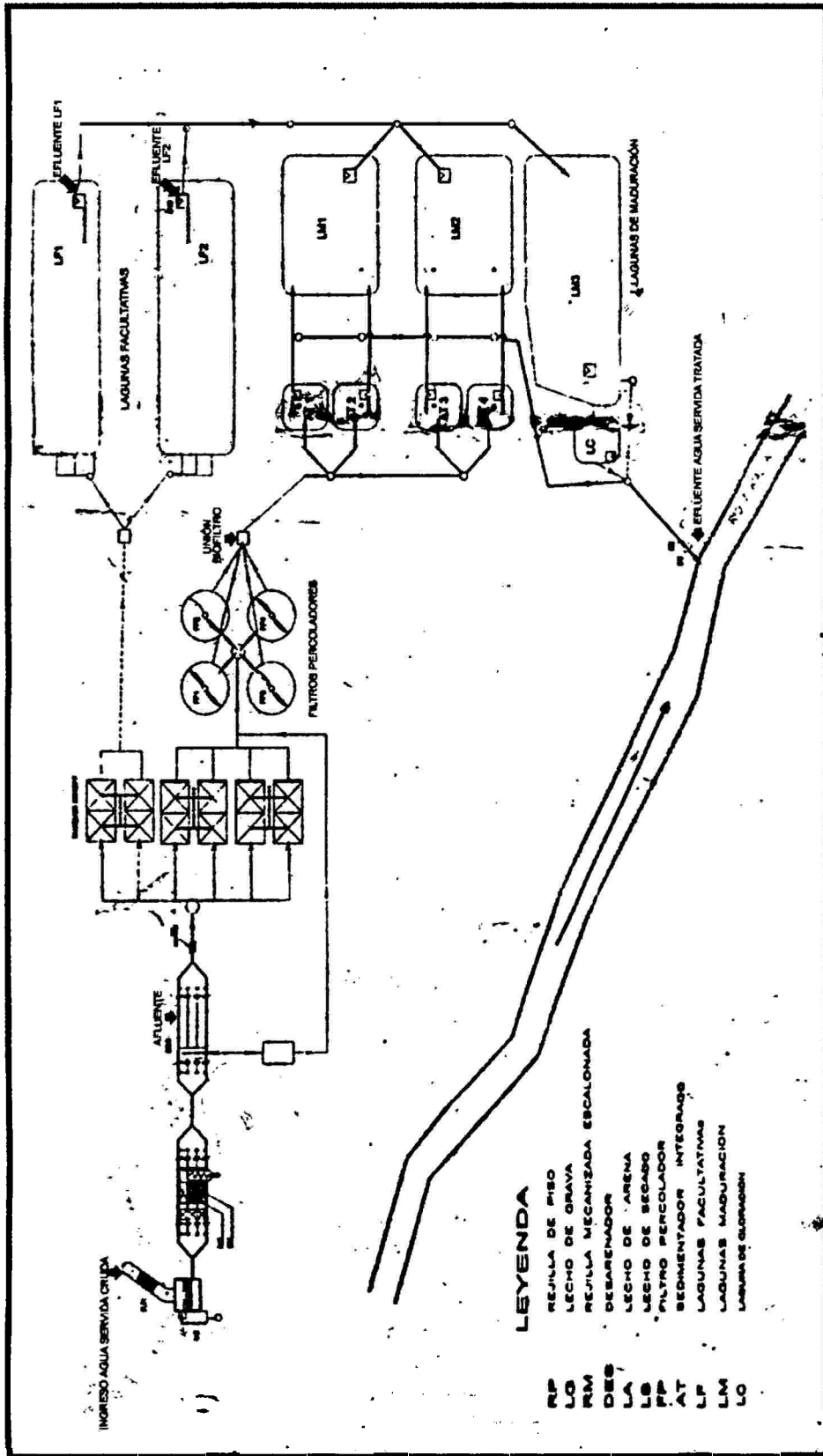
15. **Dirección de agua potable y saneamiento básico de Bogotá.** 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y Saneamiento Básico RAS-2000. Bogotá-Colombia.
16. **EL Peruano.** 2010. Aprueban Disposiciones para la implementación de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM.
17. **Entidad Prestadora de Servicios de Agua y Saneamiento., Consulting Engineers Salzgitter (CES) GmbH.** 2004. Manual de operación y mantenimiento del sistema. Proyecto de agua potable y alcantarillado de la ciudad de Ayacucho. Perú.
18. **Flores, A., León, G.** 1996. Revista técnica REPINDEX N° 57. CEPIS. OMS.OPS.URL://www.cepis.opsoms.org/eswww/proyecto/repidisc/publica/repindex/rep042/rep042.html.
19. **Fondo Nacional de Compensación y Desarrollo Social (FONCODES).** 1999. Sistemas de tratamiento de aguas residuales y disposición de excretas para el área rural. Ayacucho-Perú.
20. **González, M., Saldarriaga, J.** 2008. "Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema de tipo anaerobio-anóxico-aerobio". Universidad de Antioquia. Colombia.
21. **Iannacone, J.** 2002."Efecto del detergente doméstico Alquil Aril Sulfonato de Sodio Lineal (LAS) sobre la mortalidad de tres caracoles dulceacuícolas en el Perú" Universidad Nacional Agraria la Molina. Perú.
22. **Jácome, A.** 2000."Tratamiento de agua residual con elevado contenido de nitratos utilizando reactores biomenbrana aireados" Universidad de Coruña .España.
23. **Kemmer, F., Mc Callion, J.** 1996. Manual del agua, su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. Vol. II. Editorial Mc Graw Hill. México.
24. **Lechuga, M.** 2005. "Biodegradación y toxicidad de tensioactivos comerciales". Universidad de Granada. España.
25. **León, G.** 1999. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales usadas en América Latina y El Caribe. Sexto curso taller internacional. Lima – Perú.
26. **Manual de operación y mantenimiento del sistema.** 2004."Mejoramiento y/o ampliación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Titora".

27. **Moreno, T.** 1992. "Remoción de fenoles, detergentes y coliformes presentes en aguas residuales por medio de irradiación". Universidad Autónoma de México.
28. **Morris, L., Gealt, M.** 1997. Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Editorial Mc Graw Hill. España.
29. **Ministerio de Salud (MINSA).** 1999. Lagunas de estabilización. Sexto curso taller internacional. Lima – Perú.
30. **Muñoz, A., González, S.** 2002. "Remoción Biológica del Fósforo: Condiciones de operación". México.
31. **Naveda, M.** 1999. Capacidad de remoción de bacterias indicadoras de contaminación y DBO₅ en aguas residuales tratadas en la planta "Totorá". Tesis – UNSCH. Ayacucho – Perú.
32. **Organización panamericana de la salud.** 1999. Lagunas de Estabilización y Zanjales de Oxidación. Lima-Perú
33. **Pelkzar, M.** 1981. Microbiología. Cuarta Edición. Editorial Mc Graw Hill. España.
34. **Peralta, J.** 2000. "Biofiltros y su eficiencia en la remoción de nitratos" Chile.
35. **Peraza, R., Delgado, T.** 1995. "Determinación de la concentración letal media (CL₅₀) de dos detergentes domésticos en *Nereis oligohalina* (Polychaeta)" En el trabajo realizado en Bahía de Chetumal.
36. **Pérez, J., Valverdú, A.** 1996. Depuración y reutilización de aguas residuales. Centro de investigación y formación agraria de Almería. Andalucía -España
37. **Pérez, M.** 1984. "Remoción de fósforo y nitrógeno empleando un reactor discontinuo secuencial" Universidad de Carabobo" Venezuela.
38. **Rodier, J.** 1981. Análisis de las aguas. Ediciones Omega. S.A. Barcelona – España.
39. **Rodríguez, J.** 2005. "Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco" UNAM. México.
40. **Rolim, S.** 2000. Sistema de Lagunas de estabilización. Editorial Mc Graw – Hill Interamericana. Bogotá – Colombia.
41. **Rojas, R.** 2002. Eliminación de microorganismos por diversos procesos de tratamiento. Curso internacional de gestión integral del tratamiento de aguas residuales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima – Perú.

42. **Romero, J.** 1999. Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. Editorial Escuela colombiana de ingeniería. Bogota-Colombia.
43. **Romero, R.** 2006. "Detergentes con o sin fosfatos" Universidad de Huelva". España.
44. **Rozano, E.** 1995. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Editorial Díaz de Santos S.A. Madrid – España.
45. **Sánchez, J.** 2009. "Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva". Universidad de los Andes, Venezuela.
46. **Sánchez, M.** 2007. "Efectos biológicos de los sulfonatos de alquilbenceno lineales (LAS) en suelo agrícola: Biotransformación y estudios de biodiversidad". Universidad de Granada. España.
47. **Shallman, D.** 1986. An ecological appraisal of waste stabilization ponds performance. Thesis. University of Leeds. UK.
48. **Seoáñez, M.** 1995. Aguas residuales urbanas. Ediciones Mundi Prensa. Madrid – España.
49. **Tebbutt, T.** 1997. Fundamentos de control de la calidad de agua. Editorial Limusa S.A. México.
50. **Tchobanoglous, G., Burton, F.** 1995. Ingeniería de aguas residuales, Tratamiento, Vertido y Reutilización. METCALF y EDDY. Inc Vol. I. Tercera edición. Editorial Mc Graw Hill. España.
51. **Toranzos, G.** 1997. Manual de microbiología ambiental. Washington DC.
52. **Vinces, A.** 1993. Depuración de aguas residuales –Módulo de servicios experimentales de la Costa Verde. X Congreso de ingeniería sanitaria y ambiente. Chiclayo – Perú.
53. **Velp Científica.** 2001. Instruction for use of B.O.D sensor. Milano – Italia.
54. **Von, M.** 1996. Lagunas de estabilización. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad Federal de Minas Gerais. Editorial SEGRAG. Brasil.

X. ANEXOS

Gráfico N° 01: Fluxograma del Proceso de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totora".



Fuente: Manual de operación y mantenimiento del sistema. 2004.

Cuadro N° 01: Agua de Categoría III para riego de vegetales de consumo crudo y bebida de animales. Decreto Supremo N° 002-2008 MINAM.

PARÁMETROS	UNIDAD	VALOR
Fisicoquímicos		
Bicarbonatos	mg/L	370
Calcio	mg/L	200
Carbonatos	mg/L	5
Cloruros	mg/L	100-700
Conductividad	(uS/cm)	<2000
Demanda Bioquímica de oxígeno	mg/L	15
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	40
Fluoruros	mg/L	1
Fosfatos- P	mg/L	1
Nitratos (NO3-N)	mg/L	10
Nitratos (NO2-N)	mg/L	0.06
Oxígeno Disuelto	mg/L	> = 4
pH	Unidad de pH	6.5 - 6.5
Sodio	mg/L	200
Sulfatos	mg/L	300
Sulfuros	mg/L	0.05
Inorgánicos		
Cianuro Wad	mg/L	0.1
Cobalto	mg/L	0,05
Cobre	mg/L	0,2
Cromo(6+)	mg/L	0.1
Hierro	mg/L	1
Litio	mg/L	2.5
Magnesio	mg/L	153
Manganeso	mg/L	02
Mercurio	mg/L	0,001
Niquel	mg/L	0,2
Plata	mg/L	0.05
Plomo	mg/L	0,05
Orgánicos		
Aceites y Grasas	mg/L	1
Fenoles	mg/L	0,001
S.A.A.M. (detergentes)	mg/L	1
Plaguicidas		
Aldicarb	Ug/L	1
Aldrin (CAS 309-00-2)	Ug/L	0,004
Clordano (CAS 57-74-9)	Ug/L	0,3
DDT	Ug/L	0,001

Fuente: Diario Oficial "El Peruano".



**Fotografía N° 01: Afluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
"La Titora" 2010.**



**Fotografía N° 02: Efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
"La Titora" 2010.**



Fotografía N° 03: Disposición de la muestra de agua residual en las peras para determinar detergentes.



Fotografía N° 04: Adición de Solución Tampón de Sulfato a las muestras.



Fotografía N° 05: Adición del reactivo violeta de cristal a las muestras.



Fotografía N° 06: Adición del reactivo benceno en las muestras.



Fotografía N° 07: Se evidencia emulsión en la muestra del afluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Tatora”.



Fotografía N° 08: Se evidencia la emulsión en la muestra del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “La Tatora”.



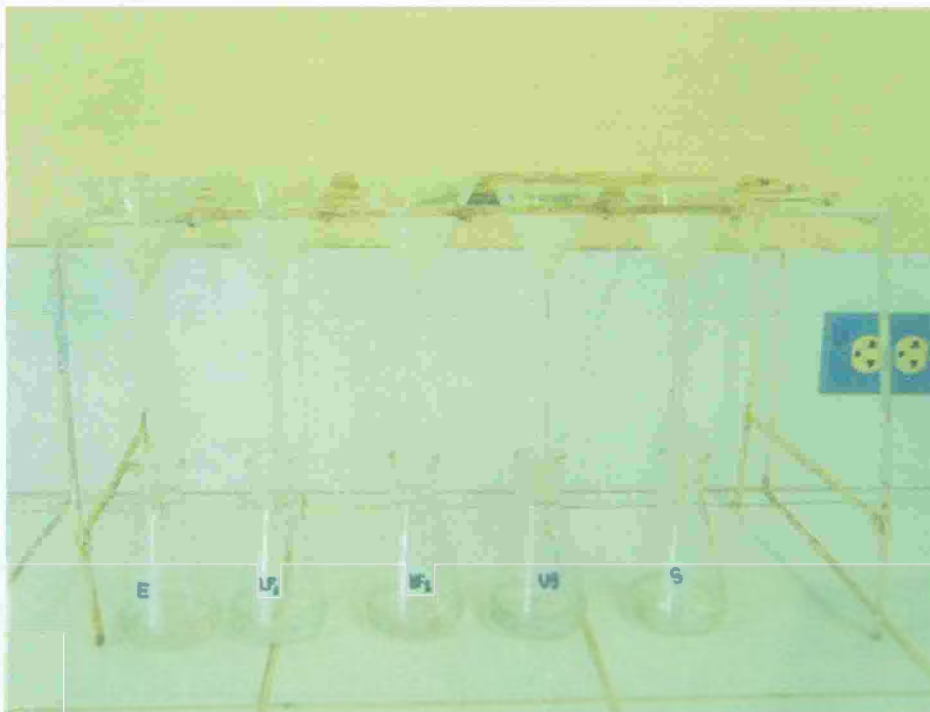
Fotografía N° 09: Derrame de la capa superior de la pera (Detergentes Aniónicos).



Fotografía N° 10: Realizando la lectura de la concentración de detergentes aniónicos en la muestra analizada.



Fotografía N° 11: Toma de muestra para el análisis de Fosfatos



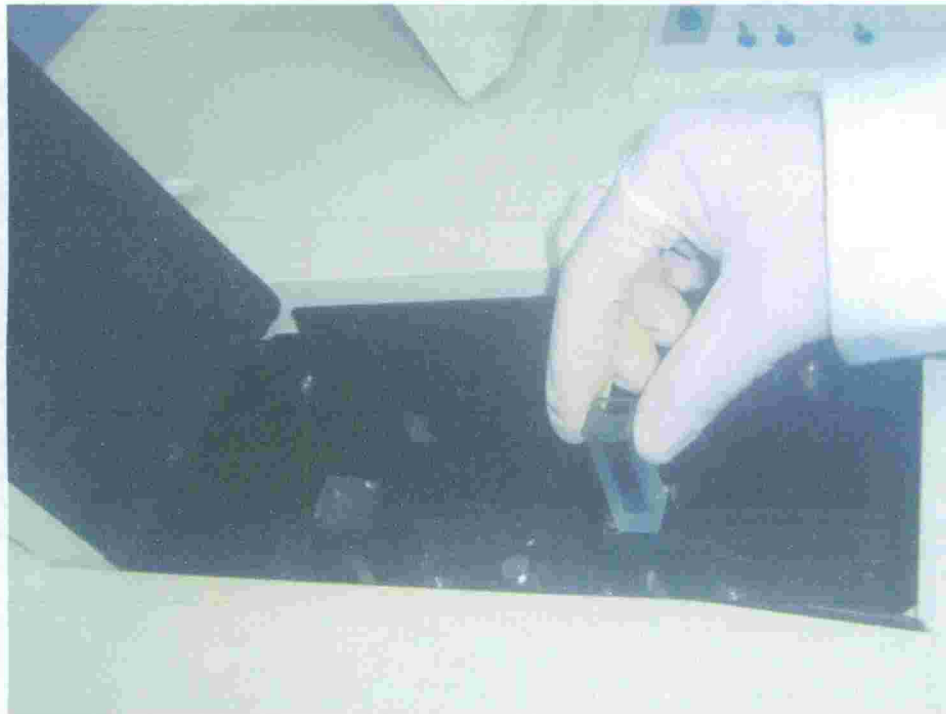
Fotografía N° 12: Proceso de filtración de las muestras.



Fotografía N° 13: Disposición del Reactivo combinado en las muestras.



Fotografía N° 14: Tiempo de reacción de las muestras.



Fotografía N° 15: Disposición de la muestra en el espectrofotómetro



Fotografía N° 16: Realizando la lectura en el espectrofotómetro.



Fotografía N° 17: Toma de muestra de agua residual para determinar Nitratos.



Fotografía N ° 18: Proceso de filtración de las muestras.



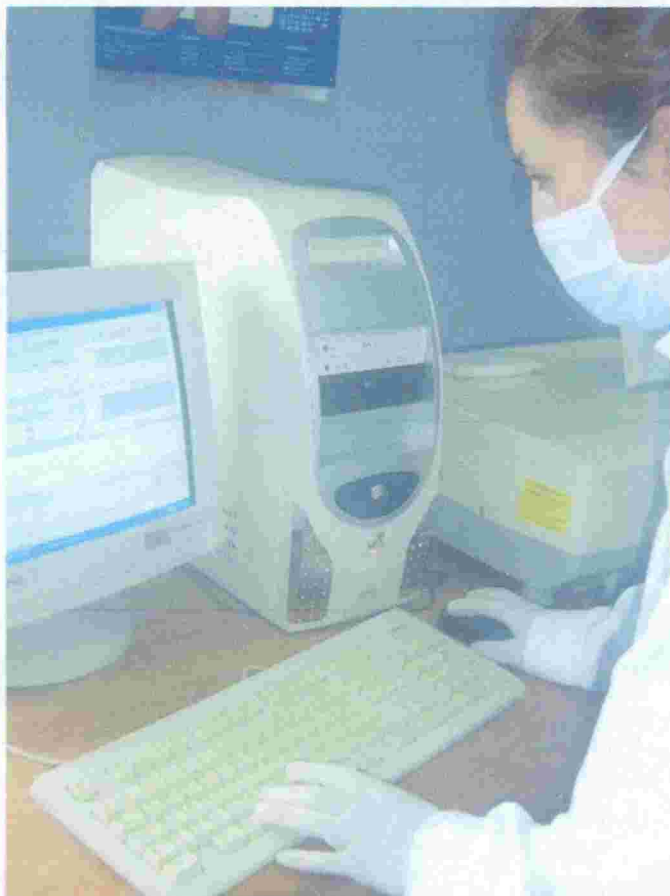
Fotografía N° 19: Disposición del ácido clorhídrico en las muestras.



Fotografía N° 20: Tiempo de reacción de las muestras.



Fotografía N ° 21: Disposición de la muestra en el espectrofotómetro.



Fotografía N ° 22: Realizando la lectura de la muestra analizada.

MATRIZ DE CONSISTENCIA

TÍTULO	PROBLEMA	HIPÓTESIS	OBJETIVOS	MARCO TEÓRICO	VARIABLES DE ESTUDIO	METODOLOGÍA
Capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" Ayacucho - 2010.	En el trabajo se pretende determinar ¿cuál será la capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá"?	Por ser trabajo descriptivo no se plantea una hipótesis de relación entre variables.	<p>General:</p> <ul style="list-style-type: none"> Determinar la capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" Ayacucho - 2010. <p>Específicos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Determinar la capacidad de remoción de detergentes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" Ayacucho - 2010. Determinar la capacidad de remoción de fosfatos de la de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" Ayacucho - 2010. Determinar la capacidad de remoción de nitratos de la de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" Ayacucho - 2010. 	<ul style="list-style-type: none"> Aguas Residuales Tratamiento del agua residual Impacto de los contaminantes en el tratamiento Los detergentes de Remoción de detergentes Los fosfatos de Remoción de fosfatos Mecanismos de eliminación de fosfatos Los nitratos de Remoción de nitratos Efecto de nitrógeno en el ambiente Antecedentes de estudios realizados de detergentes, fosfatos y nitratos. 	<ul style="list-style-type: none"> Concentración de detergentes, fosfatos y nitratos presentes en el agua residuales. Capacidad de remoción de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá" 	<p>Población</p> <p>Está constituido por afluentes y efluentes intermedios y final de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "La Totorá".</p> <p>Metodología</p> <p>Se tomarán 120 muestras de los afluentes y efluentes intermedios y final de la Planta de Tratamiento "La Totorá" por un período de 4 meses.</p> <p>Se utilizará el método del cristal violeta para detergentes, método Colorimétrico del ácido ascórbico para fosfatos y método del espectrofotómetro ultravioleta para nitratos, técnicas descritas en los métodos normalizados para el análisis de aguas Potables y Aguas Residuales. 17 Edición. 1992</p>

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

R. D. N° 405 – 2011 – FCB – D

Bach. ROSA MARÍA CHUCHÓN ORÉ

En la ciudad de Ayacucho, a los cinco días del mes de diciembre del año dos mil once siendo las cuatro de la tarde en el Auditorium de la Facultad de Ciencias Biológicas, con la finalidad de recepcionar en acto publico la sustentación y defensa del trabajo de tesis titulado Capacidad de remoción de detergentes, fosfatos y nitratos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residual “La Titora”. Ayacucho – 2010, presentado por la bachiller Rosa María Chuchón Oré, acto académico que estuvo presidido por el M.S. Elmer Ávalos Pérez de acuerdo a lo señalado a la R. D. N° 405 – 2011 – FCB – D y con la participación de los miembros jurados Ing. Gloria Barboza Palomino, Mg. Carlos Emilio Carrasco Badajoz y Dr. Saúl Chuchón Martínez y actuando como secretario docente el Mg. Carlos Carrasco Badajoz. El presidente dio inicio al acto de sustentación de tesis previa verificación y lectura de los respectivos documentos, luego se invito a la sustentante a exponer su trabajo de investigación previa información de las normas que rigen dicho acto los que figuran en el Reglamento de Grados y Títulos de nuestra Casa Superior de Estudios. La sustentante inicio el acto de exposición mediante el empleo de medios audiovisuales, para el cual un tiempo aproximado de cuarenta minutos. Finalizado la exposición el Presidente del Jurado (e) apertura la segunda etapa de este acto académico invitando a los miembros del jurado a efectuar las preguntas, aclaraciones y correcciones que consideren pertinentes, en primer lugar la Ing. Gloria Barboza Palomino hizo uso de la palabra indicando que existe algunos aspectos de forma que tiene que corregir, así mismo realizo algunas preguntas y explicaciones a ciertos aspectos que no quedaron muy claros; seguidamente hizo uso de la palabra el Mg. Carlos Carrasco Badajoz el que inicialmente la felicito por el esfuerzo realizado, así

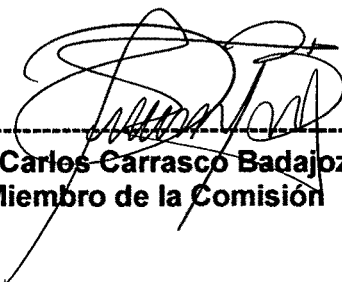
como pidió algunas aclaraciones, finalmente hicieron uso de la palabra el M.S. Elmer Ávalos Pérez y el Dr. Saúl Chuchón Martínez, quienes pidieron a la sustentante recoger las sugerencias del jurado calificados para mejorar el trabajo. Culminando esta etapa el presidente invito a la sustentante y al público asistente abandonar el Auditorium a fin de que el jurado calificador pueda deliberar y emitir la calificación correspondiente, a la finalización del cuál obtuvo lo siguiente.

JURADO CALIFICADOR	EXPOSICIÓN	RPTA	PREGUNTAS	PROMEDIO
M.S. Elmer Ávalos Pérez	15	16	16	
Dr. Saúl Chuchón Martínez	17	17	17	
Mg. Carlos Emilio Carrasco Badajoz	17	16	17	
Ing. Gloria Barboza Palomino	16	16	16	
	PROMEDIO			17

De la evaluación realizada la sustentante obtuvo la calificación promedio de **DIECISIETE (17)** de lo cual dan Fe los miembros del jurado calificador, estampando su firma al pie del presente, culminando el acto de de sustentación de tesis siendo las seis y veinte minutos de la noche.



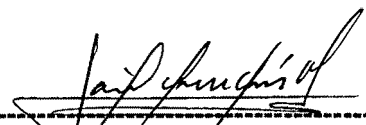
Ing. Gloria Barboza Palomino
Miembro de la Comisión



Mg. Carlos Carrasco Badajoz
Miembro de la Comisión



M.S. Elmer Ávalos Pérez
Presidente de la Comisión



Dr. Saúl Chuchón Martínez
Miembro Asesor