

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DE LA DESNITIFICACIÓN EN UN BIOREACTOR
ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON CÁSCARA DE ARROZ
COMO FUENTE DE ENERGÍA.**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
AMBIENTAL**

JOSEPH JHAIR SÁNCHEZ BALSECA

jhairsanchez@gmail.com

DIRECTOR: PROF. ING. ISAÍAS MARCELO MUÑOZ RODRÍGUEZ M.Sc.

marcelo.munoz@epn.edu.ec

Quito, septiembre de 2014

DECLARACIÓN

Yo, Joseph Jhair Sánchez Balseca, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y que consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional, puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

Joseph Jhair Sánchez Balseca

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Joseph Jhair Sánchez Balseca, bajo mi supervisión.

PROF. ING. MARCELO MUÑOZ M.Sc.
DIRECTOR DE PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

Agradezco de todo corazón al autor de mi vida, al dueño absoluto de la ciencia y el conocimiento, al que por su perfecta voluntad me otorgó la oportunidad de aprender lo que Él ha permitido descubrir al ser humano, y durante este ciclo de formación académica darne el privilegio de conocer hombres y mujeres que complementaron mi formación personal y profesional, Dios.

Agradezco a mi querida familia, a mi madre por ser aquella columna indispensable en mi vida, que me motivó día tras día para que este objetivo sea alcanzado a través de su ejemplo de constancia y sacrificio; a mi padre por apoyarme durante todo el transcurso de formación académica y enseñarme que existe un propósito más allá de un título universitario; a mi hermano Jessiel, por ser más que un hermano, un amigo, que me motivó día a día con su forma de ser; a mi hermana Missaela, gracias por entretenerme y divertirme con sus detalles.

Un gran agradecimiento al Ing. Marcelo Muñoz, por su paciencia, experiencia y conocimiento durante el transcurso de la presente investigación, por enseñarme la gran importancia que tiene la investigación en la ingeniería

Agradezco al Ing. Luis Jaramillo y al equipo del Centro de Investigación y Control Ambiental. Agradezco a la Ing. Nathalia Valencia y al Laboratorio de Docencia de Ingeniería Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional.

Agradezco a todos mis amigos y compañeros, a mis amigas: Gaby, Pao, Anita, Elvy y Vane. Agradezco a todos aquellos que fueron inspiración de vida para mí, tanto en el ámbito profesional, personal, y espiritual.

Agradezco a la Escuela Politécnica Nacional, casona del conocimiento científico y tecnológico, por abrirme sus puertas y permitirme cursar por sus aulas acompañado de grandes hombres que impartieron de su experiencia con mi generación.

DEDICATORIA

Dedicado a todos aquellos que están comprometidos por la preservación de un ambiente sano, con el objetivo de preservar la calidad de la vida humana, no basado en el interés individual sino en el interés común, pues el bien de todos es mi bien. Dedicado a todos aquellos que buscan soluciones frente a la degradación existente en nuestro planeta.

“Porque también la creación misma será libertada de la esclavitud de corrupción, a la libertad gloriosa de los hijos de Dios”.

Romanos 8: 21 (RVR1960)

CONTENIDO

DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA.....	VI
CONTENIDO.....	VII
ÍNDICE DE TABLAS	X
ÍNDICE DE GRÁFICOS	XII
RESUMEN	XIV
SUMARY	XV
PRESENTACIÓN	XVI
CAPÍTULO I	1
1 Generalidades	1
1.1 Introducción.....	1
1.2 Justificación.....	3
1.3 Hipótesis	5
1.4 Alcance	6
1.5 Objetivos	7
1.5.1 Objetivo general.....	7
1.5.2 Objetivos específicos.....	7
CAPÍTULO II	8
2 Investigación bibliográfica.....	8
2.1 Problemática del nitrógeno en el ambiente	8
2.1.1 En el suelo.....	9
2.1.2 En la atmósfera.....	10

2.1.3	En el agua	11
2.2	Generación y problemática del nitrato (NO_3^-) en el ambiente	14
2.3	Tecnologías actuales para el tratamiento de los nitratos	19
2.3.1	Procesos de nitrificación-desnitrificación con oxidación combinada de carbono.	24
2.3.2	Sistemas con fuente externa de carbono	27
2.3.3	Ventajas y desventajas de las tecnologías convencionales usadas en el proceso de desnitrificación	45
CAPÍTULO III		49
3	Investigación de laboratorio	49
3.1	Modelos de laboratorio.....	49
3.2	Sustrato.....	51
3.3	Parámetros de control.....	57
3.3.1	Temperatura	57
3.3.2	Nitratos (NO_3^-)	59
3.3.3	Demanda química de oxígeno (DQO)	60
3.3.4	Potencial Hidrógeno (pH)	61
3.3.5	Sólidos totales, fijos y volátiles	61
CAPÍTULO IV.....		63
4	Metodología De La Investigación.....	63
4.1	Reactor operado con metanol como fuente fuente de energía	63
4.2	Reactor operado con la cáscara de arroz como fuente de energía.	66
4.3	Variación del tiempo de retención	68
4.4	Variación de la carga volumétrica (Lv)	69
CAPÍTULO V		70
5	Análisis de resultados	70

5.1	Reactor operado con metanol como fuente de energía	70
5.2	Reactor operado con la cáscara de arroz como fuente de energía.....	81
CAPÍTULO VI.....		90
6	Conclusiones y recomendaciones	90
6.1	Conclusiones.....	91
6.2	Recomendaciones.....	95
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		96
ANEXOS		99
Anexo N° 01: Fotografías del montaje experimental de los sistemas biológicos de desnitrificación.....		100
Anexo N° 02: Fotografías del montaje experimental de los sistemas biológicos de desnitrificación.....		102
Anexo N° 03: Fotografías de los equipos y materiales.....		104
Anexo N° 04: Fotografías del análisis de laboratorio.....		106

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1: Valores de la constante K_{no}	21
Tabla 2.2: Descripción de sistemas de desnitrificación de crecimiento adjunto. ...	33
Tabla 2.3: Información para el diseño de columnas de relleno para la desnitrificación con alta porosidad.....	37
Tabla 2.4: Condiciones de operación y de relleno usados para las columnas de desnitrificación.....	39
Tabla 2.5: Comparación de la remoción de sólidos suspendidos en columnas de medio fino sumergido para realizar el proceso de desnitrificación.	40
Tabla 2.6: Comparación de tasas de remoción de nitrógeno en reactores de lecho empaquetado.	42
Tabla 2.7: Ventajas de los sistemas convencionales de desnitrificación.....	46
Tabla 2.8: Desventajas de los sistemas convencionales de desnitrificación.....	47
Tabla 3.1: Características de las alternativas de los compuestos químicos para nitrificar el agua efluente al sistema.....	53
Tabla 3.2: Característica del metanol.....	54
Tabla 3.3: Características de la solución agua-metanol.....	55
Tabla 3.4: Valores promedio de DQO obtenidos a diferentes volúmenes de materia orgánica.....	56
Tabla 3.5: Factor de corrección de la temperatura para el proceso de desnitrificación de acuerdo al sistema.....	58
Tabla 3.6: Factor de corrección de la temperatura para el proceso de desnitrificación de acuerdo a la fuente de carbono externo.	58
Tabla 4.1: Dimensiones del reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol.....	65
Tabla 4.2: Dimensiones del envase contenedor del material carbonoso.	67
Tabla 4.3: Dimensiones del reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de cáscara de arroz.	68
Tabla 4.4: Caudales y tiempos de retención de funcionamiento.	69
Tabla 5.1: Valores promedio de concentración de nitratos en	

el efluente y de eficiencias de remoción en relación al tiempo de retención hidráulico.	73
Tabla 5.2: Valores promedio de eficiencias de remoción y carga volumétrica en relación al tiempo de retención hidráulico.	76
Tabla 5.3: Valores promedio de eficiencias de DQO efluente, de eficiencia de remoción de materia orgánica y su relación con el tiempo de retención hidráulico.	77
Tabla 5.4: Datos obtenidos de la prueba de sólidos para el reactor de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol.	78
Tabla 5.5: Relación carga orgánica – superficie específica con los valores promedio de DQO en función del tiempo de retención hidráulico utilizado.	80
Tabla 5.6: Demanda química de oxígeno promedio que ingresa al reactor anaerobio de biopelícula en relación con el tiempo de retención hidráulico.	83
Tabla 5.7: Valores promedio de concentración de nitratos en el efluente y de eficiencias de remoción en relación al tiempo de retención hidráulico.	83
Tabla 5.8: Valores promedio de DQO de entrada y salida, eficiencia de remoción de materia orgánica y su relación con el tiempo de retención hidráulico.	85
Tabla 5.9: Valores promedio de eficiencias de remoción de nitratos y carga volumétrica en relación al tiempo de retención hidráulico.	86
Tabla 5.10: Datos obtenidos de la prueba de sólidos para el reactor de biopelícula con fuente de carbono externa de cáscara de arroz.	87
Tabla 5.11: Relación carga orgánica – superficie específica con los valores promedio de DQO en función del tiempo de retención hidráulico utilizado.	89

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 2.1: El ciclo del nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales	14
Gráfico 2.2: Secuencia de oxidación de carbono en la nitrificación-desnitrificación.....	25
Gráfico 2.3: El sistema secuencial bardenpho con uso de carbón orgánico presente en el agua residual y del carbón endógeno.....	26
Gráfico 2.4: Diagrama de flujo de un proceso combinado de nitrificación-desnitrificación.....	29
Gráfico 2.5: Diagrama de flujo del proceso de nitrificación-desnitrificación por etapas separadas.....	30
Gráfico 2.6: Esquema de un rcb sumergido comercial.....	35
Gráfico 2.7: Diagrama del sistema de columna de desnitrificación con medio sumergido de alta porosidad.....	36
Gráfico 2.8: Sistema de desnitrificación con lecho fluidizado.....	43
Gráfico 2.9: Tasa de desnitrificación para columnas de lecho fluidizado.....	44
Gráfico 4.1: Sistema de desnitrificación con fuente de energía externa de metanol.....	64
Gráfico 4.2: Sistema de desnitrificación con fuente de energía externa de cáscara de arroz.....	66
Gráfico 5.1: Demanda química de oxígeno en el afluente y efluente durante el tiempo de análisis del reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol.....	71
Gráfico 5.2: Concentración de nitratos en el afluente y efluente durante el tiempo de análisis en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol.....	72
Gráfico 5.3: Eficiencia de desnitrificación para el reactor con fuente de carbono de metanol vs. tiempo de retención.....	74
Gráfico 5.4: Eficiencia de desnitrificación para el reactor con fuente de carbono de metanol vs. la carga volumétrica.....	76
Gráfico 5.5: Eficiencia de remoción de materia orgánica para el reactor con fuente de carbono de metanol vs. el tiempo de retención.....	78

Gráfico 5.6: Concentración de nitratos en el afluente y efluente durante el tiempo de análisis del reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de cáscara de arroz.	81
Gráfico 5.7: Concentración de nitratos en el afluente y efluente durante el tiempo de análisis del reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de cáscara de arroz.	82
Gráfico 5.8: Eficiencia de desnitrificación para el reactor con fuente de carbono de cáscara de arroz vs. el tiempo de retención	84
Gráfico 5.9: Eficiencia de desnitrificación para el reactor con fuente de carbono de cáscara de arroz vs. la carga volumétrica.	86

RESUMEN

Se diseñaron, implementaron y evaluaron simultáneamente dos sistemas de desnitrificación a través del empleo de reactores anaerobios de biopelícula con medio de soporte, con distinta fuente externa de energía o de carbono orgánico. El primer sistema emplea como fuente de carbono metanol. Este compuesto químico es utilizado convencionalmente para realizar la remoción de nitratos de efluentes líquidos. El segundo sistema se desarrolló empleando cáscara de arroz como fuente externa de carbono biodegradable.

Los modelos implementados se desarrollaron a escala de laboratorio, la capacidad volumétrica de los reactores biológicos fue de 1 L. Los sistemas biológicos de desnitrificación operaron a tiempos de retención hidráulico de 2.38, 5.56, 6.67, y 8.33 horas; con una concentración constante de nitratos de aproximadamente 40 mg/L NO_3^- . El tiempo de retención fue modificado a través del empleo de bombas peristálticas que controlaban la velocidad del flujo volumétrico de alimentación.

La alimentación de carbono orgánico al sistema de desnitrificación, se evaluó a través del parámetro de Demanda Química de Oxígeno, determinándose bibliográficamente que para el sistema biológico con fuente externa de carbono de metanol, se requirió 0.028 ml de metanol por cada litro de agua nitrificada; tomando este valor de referencia se procedió a hallar el volumen de material carbonoso de cáscara de arroz que se requiere para igualar aproximadamente el valor del sistema de desnitrificación convencional. El volumen de material carbonoso, cáscara de arroz, que se requirió fue de 3 litros.

El análisis comparativo de estos dos sistemas biológicos de desnitrificación demostró que el sistema con fuente externa de cáscara de arroz tiene mejor grado de eficiencia que el sistema convencional de metanol, en un 12.5% en promedio durante la operación de los sistemas. Además la remoción de nitratos se produce de manera más rápida en el sistema alimentado con carbono proveniente de la cáscara de arroz. Además se demostró que el sistema de desnitrificación con cáscara de arroz tiene una eficiencia de remoción de material orgánico superior al del sistema convencional, en un 2.15% en promedio.

SUMMARY

Two simultaneous denitrification systems were designed, implemented and evaluated through the use of anaerobic biofilm reactors with supporting media with different external source of energy or organic carbon. The first system uses methanol as a carbon source. This chemical compound is conventionally used to removal nitrates from effluents. The second system is developed using rice husk as an external source of biodegradable carbon.

The implemented models developed on laboratory scale, the volumetric capacity of the biological reactor was 1 L. The biological denitrification systems operated at hydraulic retention times of 2.38, 5.56, 6.67, and 8.33 hours; with constant nitrate concentration of approximately 40 mg / L NO_3^- . The retention time was modified through the use of peristaltic pumps controlling the volumetric flow rate of feed.

Feeding of organic carbon to the denitrification system was assessed using the parameter of Chemical Oxygen Demand, bibliographically it was determined that the biological system with an external carbon source of methanol, 0028 ml of methanol are required for each liter of water nitrified; the volume of carbonaceous material rice husk required to meet about the value of the conventional denitrification. The volume of carbonaceous material, rice husk, required was 3 liters.

The comparative analysis of these two biological denitrification systems showed that the system with an external source of rice husk has better degree of efficiency than the conventional system of methanol, 12.5% on average during the operation of the systems. Besides the removal of nitrates occurs faster in the fed carbon from rice husk system. It was further demonstrated that the denitrification system rice husks has a removal efficiency superior to the conventional system organic material in a 2.15% on average.

PRESENTACIÓN

El primer capítulo detalla las generalidades del trabajo de investigación, se describe el papel de los nitratos en la contaminación de cuerpos hídricos de manera general, los objetivos que se pretende alcanzar con la ejecución de proyecto, determinando cuales son los límites de la investigación.

El segundo capítulo presenta la información recolectada de las fuentes bibliográficas consultadas respecto a la problemática del nitrógeno, las diferentes formas en las que se presenta en el ambiente, y las consecuencias que provocan las altas concentraciones en la salud del ser humano. En este capítulo, adicionalmente, se detallan las tecnologías que generalmente se utilizan para la remoción de nitratos del agua.

El tercer capítulo presenta los análisis preliminares que se realizaron en el laboratorio con el fin de determinar las cantidades y concentraciones requeridas para realizar el proceso de la desnitrificación en óptimas condiciones.

En el cuarto capítulo, se presenta los parámetros en base a los cuales se procedió la implementación del sistema de desnitrificación a escala de laboratorio, los cálculos requeridos y los modelos teóricos que se tomaron en consideración para la evaluación del proceso de remoción de nitratos.

El capítulo quinto presenta el detalle de la evaluación y tratamiento de los datos recolectados de la operación de los sistemas biológicos de desnitrificación, los rangos de valores de eficiencia en la remoción de nitratos, y en la remoción de materia orgánica. En el capítulo sexto se presentan las conclusiones derivadas del tratamiento y discusión de resultados, donde se analiza cual sistema posee mayor grado de eficiencia, además de las conclusiones que prueban el cumplimiento de los objetivos propuestos al inicio de la investigación.

CAPÍTULO I

1 GENERALIDADES

En la siguiente sección se detalla el marco introductorio de la presente investigación, analizando la problemática de manera general que genera una elevada concentración de nitratos en el ambiente. Además se presenta los objetivos que la investigación desea comprobar y cumplir, a través de la hipótesis que se plantea como marco de referencia del presente proyecto de titulación.

1.1 INTRODUCCIÓN

Producto de la industrialización y producción a gran escala se ha incorporado una alta concentración de nitratos en el recurso hídrico, degradando su calidad y por lo tanto la salud humana (Organización Mundial de la Salud, 2003).

Los tratamientos de depuración que existen hoy en día se clasifican en físico-químicos y biológicos, pero la problemática de los tratamientos físico-químicos es la transformación de contaminantes en otros más ó menos perjudiciales; mientras que los tratamientos biológicos degradan el contaminante en sus componentes básicos ayudando a cerrar los ciclos de vida de los elementos en el planeta (Pozo, 2008).

Considerando que en el Ecuador poca importancia se ha dado a la investigación para el desarrollo de tratamientos de depuración secundarios de aguas residuales, dentro de estos los de desnitrificación artificial biológicos, se ha procedido a replicar modelos estudiados de otros países sin considerar el contexto de materias primas existentes y útiles en el país, haciendo que la aplicabilidad de estas tecnologías sean muy costosas (Gervacio, 2007)

La tecnología que hace uso de bioreactores anaerobios de biopelícula en la actualidad trabaja con metanol como fuente de energía para el desarrollo biológico así como también la degradación de nitratos; el metanol es un compuesto económicamente costoso y su aplicación a gran escala lo hace un

producto de difícil manipulación pues sus propiedades tóxicas se potencian para los trabajadores de la planta de tratamiento y por lo tanto éstos elementos limitan la aplicabilidad de estos sistemas de depuración en el Ecuador (Ávila, Razo, & Gómez, 2003).

Si no se considera evaluar el rendimiento de otros elementos existentes en la producción interna del país para el aporte de energía en los tratamientos secundarios de bioreactores de biopelícula con el objeto de la desnitrificación, no se crearán tecnologías más económicas y aplicables en el Ecuador y las tasas de enfermedades producidas por una alta concentración de nitratos en el agua aumentarán, por ejemplo la cantidad de niños recién nacidos que padecen la enfermedad de metahemoglobinemia, también llamada la enfermedad del “bebé azul”, producto de la interacción de los nitratos con la hemoglobina, se incrementará con el pasar del tiempo; además de aumentar trastornos en las mujeres embarazadas cuando ingieren cantidades altas de nitratos, se eleva la mortalidad durante los primeros días de vida de los recién nacidos, principalmente debido a malformaciones que afectan al sistema nervioso central, al muscular o al óseo (Organización Mundial de la Salud, 2003) .

Además la eutroficación de los recursos hídricos producto de la acción antrópica disminuirá el nivel de calidad de vida en los ríos, lagos, estuarios, etc (Romero, 2010). Si se realiza la evaluación de materiales que sustituyan al metanol, aportando la cantidad de energía apropiada a las tecnologías biológicas de depuración de aguas residuales, los costos que involucran los tratamientos secundarios disminuirán y su aplicabilidad en el contexto ecuatoriano será una realidad, disminuyendo y eliminando las enfermedades producidas por la interacción entre el ser humano y la concentración de nitratos; así como también aumentará el nivel de calidad del recurso hídrico debido al control de la eutroficación. De manera secundaria se podrán utilizar materiales que se consideran como desechos o residuos de las principales industrias en el país aplicando la definición de tecnologías limpias en el Ecuador.

1.2 JUSTIFICACIÓN

El presente proyecto proporciona una idea del desarrollo microbiano anaerobio, proporcionando condiciones óptimas para su estabilización, reproducción, y crecimiento; con el fin de aplicar los conocimientos microbiológicos teóricos en el tratamiento práctico de efluentes líquidos contaminados con una alta carga de nitratos. Los métodos microbiológicos no transforman el contaminante en otro sino que lo mineralizan, es decir, lo separan de sus componentes base (Pozo, 2008).

El proyecto se propone fortalecer la teoría de producción limpia debido a que se utilizan desperdicios de la industria ecuatoriana para ser fuente de energía en procesos de tratamiento de aguas residuales con alto contenido de nitratos, de manera más específica se utiliza la cáscara de arroz, residuo de la industria arrocería en el Ecuador para ser utilizado como fuente de energía en los procesos microbiológicos de depuración de aguas (Gervacio, 2007).

Debido a la falta de estudios que motiven la coproducción en el contexto ecuatoriano se propone en el presente trabajo investigativo unir a las industrias con las tecnologías de tratamiento de aguas, a través, de los residuos que éstas generan promoviendo así la idea de “cero desperdicio”, es decir en lugar de que los residuos sean un problema para los gestores o municipios en función a su disposición y tratamiento se los puede dar un uso adecuado a través del estudio de sus características físicas y químicas dentro de otros procesos productivos, de remediación, etc. El presente proyecto presenta una alternativa para disminuir las enfermedades que ocasionan la muerte en los niños recién nacidos producto del alto nivel de contaminación de nitratos en el agua, de esta manera se garantiza el derecho a la vida (Organización Mundial de la Salud, 2003).

El proyecto ayuda a controlar procesos de eutroficación del agua permitiendo así un mayor uso de este recurso sin ningún peligro, además de que permite mantener las condiciones estables de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas que lo contienen, disminuyendo la pérdida de flora y fauna debido a la baja calidad del agua; en base a esto se mantiene la biodiversidad estable sin ninguna alteración (Romero, 2010). Debido al alto costo de construcción y operación de plantas de tratamiento de procesos secundarios en el contexto

internacional no se han realizado procesos de depuración de esta clase a nivel nacional, por lo que se pretende viabilizarlos económicamente mediante la caracterización y el uso de insumos acorde a la realidad ecuatoriana, que reemplacen a otras sustancias que son utilizadas en los procesos secundarios estandarizados a nivel mundial.

Debido a que en la Constitución de la República Ecuatoriana dictada en el 2008 se entrega derechos a la naturaleza, se incrementa el nivel de preocupación por procesos de control, y prevención de la contaminación haciendo más evidente el interés por desarrollar metodologías aplicables al contexto del Ecuador para mitigar el impacto en el agua, suelo, aire, y biota; el presente proyecto apoya el principio de prevención y control de la contaminación a través de propuestas técnicas (Asamblea Constituyente, 2008). El presente proyecto aportará al comercio de residuos de las industrias para su utilización en otras por lo que se promueve la creación de políticas de movilización, transporte, almacenamiento, distribución y comercialización de estos insumos energéticos, productivos, etc.

La realización del proyecto aportará a la formación académica holística práctica, al interactuar con distintas industrias en Ecuador conociendo los procesos y materiales de producción de éstas y sus residuos y de esta manera promover un uso adecuado de sus insumos y materias primas, sin que éstos se conviertan en un problema de contaminación sin antes haber sido aprovechados a lo máximo. Este proyecto tiene por objeto aportar al desarrollo de metodologías económicas baratas para aplicar en los contextos de América Latina, con el fin de reducir las tasas de enfermedad, mortalidad, toxicidad dentro de las poblaciones afectadas por la industrialización a gran escala.

1.3 HIPÓTESIS

El presente proyecto de titulación desea aportar al desarrollo de nuevas metodologías de tratamiento de aguas que sean aplicables de manera factible y al alcance de las posibilidades en el marco de vivencia de América Latina, con el fin de que sean aptas para el consumo humano, asegurando la salud óptima de las poblaciones y respetando el derecho a la vida de cada persona.

El aporte al desarrollo de metodologías que se ajusten de mejor manera al contexto latinoamericano en el presente trabajo de investigación, trata de enfocarse en la remoción de altas concentraciones de nitratos, mediante la evaluación comparativa en el proceso de la desnitrificación en un sistema que está compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de cáscara de arroz, y un sistema que está compuesto por un reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol.

Con el análisis comparativo desarrollado en el presente proyecto de titulación se pretende sustituir el metanol que actúa como fuente de energía externa convencional para el proceso de desnitrificación, con el objetivo de proporcionar una alternativa económicamente factible y aplicable en los tratamientos secundarios de depuración de aguas en el contexto ecuatoriano.

1.4 ALCANCE

El presente trabajo de investigación, utiliza un insumo como fuente de energía externa, que no ha sido utilizado convencionalmente en las tecnologías de tratamiento de aguas, específicamente en procesos de desnitrificación. Por este motivo, es necesario realizar la investigación y análisis físico-químicos a escalas de laboratorio, con la capacidad de controlar las distintas variables que intervienen en el proceso de desnitrificación. Conocidos los efectos de los cambios que sufren las variables más importantes identificadas que influyen en el proceso de desnitrificación a una escala de laboratorio, es posible implementar la metodología de la investigación en una mayor escala, llegando a ser ésta industrial; el fin de realizar inicialmente modelos experimentales de laboratorio permite ahorrar recursos económicos y tiempo de trabajo.

El presente proyecto de titulación pretende diseñar e implementar un sistema biológico de desnitrificación en una escala de laboratorio. Por lo que, se diseñaron e implementaron modelos experimentales simultáneos, permitiendo evaluar los procesos de desnitrificación realizados con diferentes fuentes de carbono o energía; este nivel de escala facilita la toma, tratamiento y análisis de las muestras que se obtienen tanto en el afluente como en el efluente del sistema de desnitrificación.

Los modelos implementados a escala de laboratorio permiten realizar modificaciones en rangos estrechos de las variables que influyen en el proceso de desnitrificación, y de esta manera obtener información de mejor calidad, por ser el análisis más sensible.

El presente trabajo de investigación, se desarrolla con la implementación de los modelos de laboratorio biológicos que realizan el proceso de desnitrificación en las instalaciones del Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional. Los análisis físico-químicos se evaluarán en el Laboratorio Docente de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental.

1.5 OBJETIVOS

1.5.1 Objetivo general

Determinar la eficiencia de la desnitrificación en un sistema anaerobio de biopelícula, tomando como fuente de energía la cáscara del arroz.

1.5.2 Objetivos específicos

Determinar el tiempo de retención óptimo en el bioreactor para el cual se tendrá un adecuado rango de eficiencias de desnitrificación.

Determinar la carga volumétrica de agua residual necesaria para alcanzar el óptimo funcionamiento del sistema de bioreactor anaerobio.

Proporcionar como alternativa económica, el uso del sistema de bioreactor anaerobio para mitigar la contaminación producida por las actividades humanas en el recurso hídrico, específicamente de la descarga de nitratos (NO_3^-).

Desarrollar la temática del uso de Producción limpia, aplicando el criterio de aprovechar los residuos que genera la industria arrocera en el Ecuador.

CAPÍTULO II

2 INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

En la presente sección se presenta la revisión e investigación de las fuentes bibliográficas que tienen como temática general la interacción entre los compuestos nitrogenados, el medio ambiente y el ser humano. La presente investigación tiene como fin presentar de manera específica, el comportamiento, efectos, y formas de generación de altas concentraciones de nitratos en el ambiente y de qué manera este contaminante afecta a la salud humana.

La presente sección presenta las distintas soluciones que se utilizan convencionalmente para la remoción de nitratos en el recurso hídrico, tecnologías de tratamiento de agua, usadas para remover el nitrato del agua, cuando su concentración ha alcanzado niveles peligrosos en la salud.

2.1 PROBLEMÁTICA DEL NITRÓGENO EN EL AMBIENTE

La revista científica Science (2013), en su artículo Cambio del Ciclo del Nitrógeno en Latino América, expresa que la alteración antropogénica del ciclo del Nitrógeno es producto de la urbanización, la actividad agropecuaria, la desigualdad social y la degradación de recursos naturales, esto aumenta la fijación de nitrógeno en el ambiente y como consecuencia se afecta los suelos, la atmósfera, y el agua en zonas templadas. Esta fijación global de nitrógeno reactivo durante el último siglo aproximadamente se ha duplicado (Austin, 2013).

La presencia de una elevada concentración de compuestos nitrogenados en el ambiente provoca efectos sobre el medio ambiente y sobre la salud del ser humano. La presencia de nitratos y su interacción con otros elementos en el ambiente puede crear compuestos cuyo potencial tóxico es más alto que del nitrato mismo, por ello es importante enfocar el esfuerzo de la presente

investigación al nitrato, como compuesto precursor de otros que pueden llegar a ser letales.

La revista Science (2013), en su investigación considera que “la falta de estructura básica, especialmente en las áreas de bajos ingresos en las grandes ciudades, donde la mayor parte de las aguas servidas (cloacales) se vierten en cuerpos de agua sin tratamiento, lo que causa un enriquecimiento de nitrógeno y fósforo”, también, se afirma que la salud de los ecosistemas y de los humanos en América Latina depende de la gestión del impacto humano en el ciclo del nitrógeno.

La influencia de las actividades humanas en el ciclo del nitrógeno tiene un elevado impacto en el ambiente, los humanos convierten aproximadamente 120 millones de toneladas de nitrógeno de la atmósfera en formas reactivas como los nitratos para la producción de fertilizantes o aditivos alimenticios (EDITOR, 2012; Austin, 2013).

La presencia de compuestos nitrogenados en el ambiente es variada, pues el nitrógeno tiene un papel importante en el desarrollo de la vida sobre el planeta tierra, por esta razón se lo puede encontrar en el suelo, en la atmósfera, y en los recursos hídricos.

El nitrato de igual forma, se encuentra presente en el medio ambiente, pero la perturbación antrópica sobre el ciclo natural del nitrógeno, genera la acumulación elevada de nitrato sobre el ambiente, provocando efectos indeseables. Por este motivo se presenta a continuación la problemática del nitrato en los distintos componentes del ambiente.

2.1.1 En el suelo

La Evaluación Europea de Nitrógeno (ENA), confirmó la adición de 11 millones de toneladas de nitrógeno a los campos de los agricultores cada año. El objetivo es aumentar la producción agrícola y proporcionar alimentos para el ganado. Pero el

nitrógeno reactivo es muy móvil y sólo una pequeña fracción termina en productos alimenticios.

La mayor parte se filtra en el medio ambiente en general, como el amoniaco (NH_3) en el aire, en forma de nitrato (NO_3^-) en el agua, y por el que se convierte de nuevo en N_2O y N_2 a través de la actividad bacteriana desnitrificante (Sutton & Clara, 2011).

La presencia de una elevada concentración de nitratos en el suelo es debida principalmente a la actividad agroindustrial y ganadera, por el uso indiscriminado de compuestos nitrogenados con el fin de nutrir el suelo y aumentar la producción agrícola y consecuentemente la ganadera.

El suelo actúa como retenedor o acumulador natural del nitrato en el ambiente, pues el nitrato tiene mayor interacción con el agua, provocando consecuencias graves. El agua arrastra la acumulación de nitratos en el suelo o estos al infiltrarse llegan a cuerpos de agua subterráneos que posteriormente tienen contacto con los seres humanos, y animales en la naturaleza.

2.1.2 En la atmósfera

La alteración del ciclo del nitrógeno, ocasionada de manera directa por las actividades antropogénicas, comprende un amplio espectro de consecuencias. En la atmósfera, los óxidos nitrosos son implicados con el efecto invernadero así como también con la disminución de ozono estratosférico.

Se ha encontrado que el N_2O es 230 veces más capaz de almacenar calor que el CO_2 , teniendo como consecuencia el fenómeno de escala mundial como el calentamiento global; se le atribuye además, en parte la formación de la lluvia ácida y de gases (smog) que impacta de manera directa a las áreas urbanas y agrícolas en el mundo (Park *et al.*, 2002; Smil, 1997; Vitousek *et al.*, 1997).

Tres millones de toneladas de nitrógeno se fijan involuntariamente para formar óxidos de nitrógeno (NO_x) por la quema de combustibles fósiles en centrales eléctricas, los vehículos y la industria. El NO_x reacciona con compuestos

orgánicos y NH_3 para deformar la capa de ozono. Una vez depositado en la atmósfera, el enriquecimiento de nutrientes de los ecosistemas naturales genera cambios en la biodiversidad, causa la acidificación del suelo y contribuye a la escorrentía agrícola, contaminando los cuerpos de agua y amenazando a las poblaciones de peces (Sutton & Clara, 2011).

2.1.3 En el agua

El nitrógeno es un importante contaminante para los cuerpos de agua; producido y aportado por las actividades industriales, urbanas, y agrícolas. El nitrógeno contenido en los fertilizantes, plaguicidas y acondicionadores del suelo puede infiltrarse y llegar al agua subterránea o, por escurrimiento, llegar a lagunas o zonas costeras. De este último, se deriva un problema prominente el cual se conoce como eutroficación de los cuerpos receptores de aguas contaminadas con altos contenidos de nitrógeno (Reyes, J. *et al.*, 2003; Smil, 1997; Vitousek *et al.*, 1997).

El nitrógeno como contaminante en el recurso hídrico se presenta en forma de amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) o nitrito (NO_2^-), presentando problemas ambientales como la eutroficación, además del riesgo de toxicidad para los organismos acuáticos y para la salud humana.

Altos niveles de nitrato han sido asociados con la metahemoglobina y cáncer gástrico debido a la formación endógena de compuestos genotóxicos por las bacterias del tracto gastrointestinal. Por otra parte, el nitrito, al contacto con la saliva puede formar nitrosaminas, las cuales son cancerígenas (Reyes, J. *et al.*, 2003; Mateju *et al.*, 1992).

Es importante mencionar que la eutroficación es el enriquecimiento en nutrientes de las aguas. Produce un crecimiento excesivo de algas, las cuales al morir se depositan en el fondo de los ríos o lagos, generando residuos orgánicos que, al descomponerse, consumen gran parte del oxígeno disuelto y de esta manera pueden afectar a la vida acuática y producir la muerte por asfixia de la flora y fauna, hasta el punto de matar el río o lago por completo. (Romero, 2010)

La eutroficación producida por la acción antropogénica, usualmente causada por descargar desperdicios orgánicos y/o nutrientes, puede causar problemas como: la presencia de especies no deseadas como las cianobacterias o algas verde azules en el agua.

Las cianobacterias se asocian a una pobre calidad de agua; la presencia de las mareas rojas, que son el florecimiento de algas como los dinoflagelados que causan decoloración en el agua. Algunos de éstos pueden producir neurotoxinas o ser tóxicos de por sí por la gran abundancia y la gran demanda de oxígeno que presenta para el sistema.

Las descargas domésticas e industriales de aguas residuales, usadas o aguas negras llevan material orgánico y nutrientes inorgánicos como los nitratos y fosfatos (fertilizantes). Estos fomentan la proliferación de algas y las consecuencias son la eutroficación del sistema.

El uso excesivo de fertilizantes agrícolas conlleva consecuencias similares. En aguas marinas tropicales la evidencia indica que el nitrógeno es el principal nutriente limitante, y por ende, para evitar la eutroficación en los sistemas marinos se debe concentrar los esfuerzos en el control de ese nutrientes (Navarro, 2002).

El agua contaminada con nitratos y que es empleada para la preparación de biberones es susceptible de hacer aparecer en los lactantes una cianosis debida a la formación de metahemoglobina. Esta intoxicación, producto de la absorción del nitrógeno en forma de nitratos, es debida a la acción bacteriana en la formación de nitritos, por reducción.

Los nitritos, al ser absorbidos pasan a la sangre combinándose con la hemoglobina, que es la encargada del transporte del oxígeno, dando lugar a la metahemoglobina, con menor capacidad de transporte. El poder de absorción del oxígeno por la sangre disminuye progresivamente produciendo fenómenos de asfixia interna.

Este tipo de fenómeno no ocurre en niños de mayor edad ni tampoco en adultos, en los que existe una acidez gástrica elevada que evita la proliferación bacteriana

en los tramos altos del intestino y en consecuencia la reducción de nitratos a nitritos (Organización Mundial de la Salud, 2003).

La existencia de nitratos en el agua de bebida puede determinar la producción de nitrosaminas por la reacción de los nitritos, ingeridos directamente o formados en la reducción de los nitratos, con aminos secundarias o terciarias contenidas en los alimentos. Los compuestos N-nitrosos (formados por la reacción de nitritos con aminos o amidas) son cancerígenos y teratogénicos en los animales.

Es probable que estos compuestos sean también carcinogénicos en el hombre, aunque no existe una evidencia epidemiológica o clínica. Por tanto, aunque se atribuye a la presencia de las nitrosaminas un papel importante en el aumento de ciertos cánceres, no se conoce la dosis mínima que origina su aparición.

Sin embargo, es recomendable que la exposición a compuestos N-nitrosos y sus precursores (nitritos, aminos y amidas) sean tan bajas como sea posible. (Consejería de Igualdad, 1998).

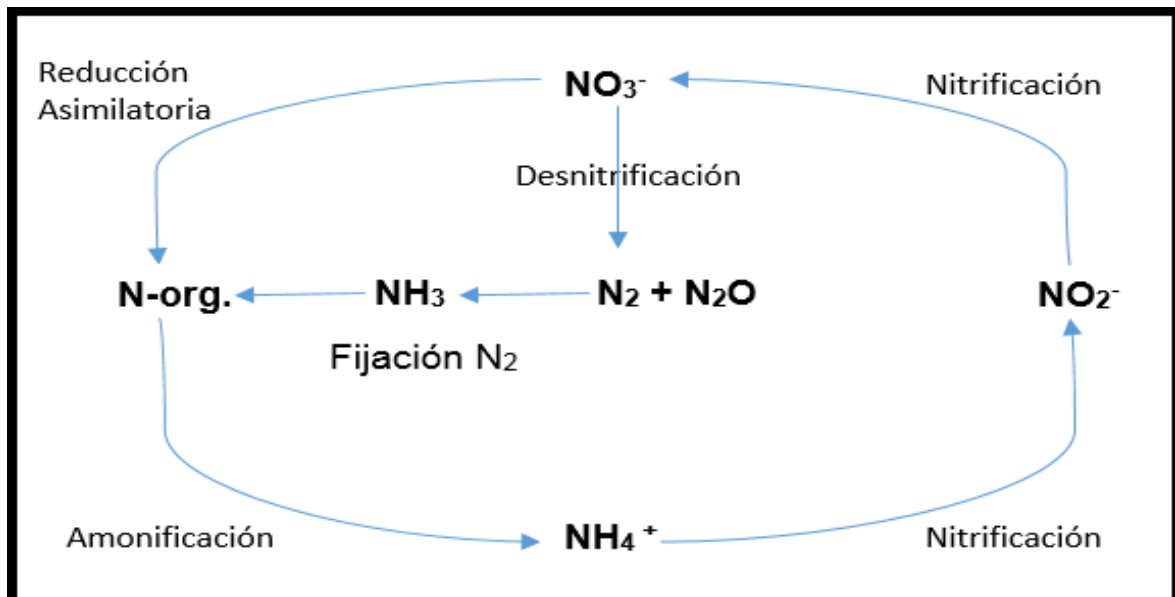
De lo analizado anteriormente, el nitrato en altas concentraciones en el ambiente tiene un mayor impacto o efecto cuando llega a tener contacto con el recurso hídrico, debido a esto el recurso hídrico transporta este contaminante a poblaciones con consecuencias sobre la salud humana. Además de ello, altas concentraciones nitrato llegan a degradar la calidad del recurso hídrico, llegando a destruir el ecosistema acuático que se ha formado por muchos años. Por lo tanto la presente investigación desarrolla una metodología que se enmarque al contexto ecuatoriano para prevenir el daño en el medio ambiente, así como en la salud del ser humano.

En el gráfico 2.1, se detalla el ciclo del nitrógeno que de manera espontánea y natural se desarrolla en el planeta tierra. El ciclo del nitrógeno expresa el comportamiento, cambios y formas de este cuando interactúa con los distintos componentes del medio natural, como el agua, suelo, atmósfera, y biota.

La correcta comprensión del ciclo natural de vida del nitrógeno en el ambiente, permite evaluar la etapa de la alteración antropogénica que sufre el ciclo, y de

esta manera encontrar el punto de generación de las altas concentraciones del contaminante en estudio, que es el nitrato. Así también, permitirá evaluar los efectos de altas concentraciones de nitratos en el ambiente y qué alternativas tecnológicas pueden mitigar su impacto.

GRÁFICO 2.1: EL CICLO DEL NITRÓGENO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES



Fuente: Reyes, Razo, & Gómez, 2003
Elaborado por: Joseph Sánchez

2.2 GENERACIÓN Y PROBLEMÁTICA DEL NITRATO (NO_3^-) EN EL AMBIENTE

La alteración antropogénica del ciclo del nitrógeno modificará las concentraciones normales de nitratos en el ambiente, estas alteraciones son principalmente la fijación industrial de nitrógeno y la emisión de grandes cantidades de óxidos de nitrógeno en las zonas urbanas, los cuales se transformarán en nitratos. Las

fuentes ambientales más importantes de nitratos son antropogénicas e incluyen: el uso de fertilizantes nitrogenados, la disposición de excretas, la disposición de desechos municipales e industriales, y por último el uso de aditivos alimentarios (Albert, 1997).

De acuerdo a Albert L. (1997), el nitrógeno es un elemento de suma importancia para el crecimiento de la flora, pues, sirve para la síntesis de proteínas. Uno de las fuentes en exceso de nitrógeno es la adición de fertilizantes nitrogenados sintéticos en la agricultura de monocultivo, es decir, cuando no hay rotación de cultivos ni policultivos; y esto produce a su vez un agotamiento acelerado de la concentración natural de nitrógeno en el suelo. En las zonas agrícolas, los productos fertilizantes que contienen compuestos nitrogenados son la principal fuente de contaminación con nitratos de los acuíferos poco profundos, de los cuales proviene la mayoría del agua de bebida en las poblaciones rurales.

Otra fuente de contaminación por nitratos de suma importancia, son las excretas de los animales y humanos, por ejemplo, un novillo de 450 kg excreta alrededor de 43 kg de nitrógeno/año. La cría extensiva de animales de cualquier tipo (bovino, porcinos o aves) es una fuente natural de nitrógeno, la mayoría del cual posteriormente se transformara a nitratos, y estos a su vez a cuerpos de agua superficiales, y subterráneas.

Otra forma en la que se puede presentar la presencia de nitrato es el uso de fosas sépticas, en especial en los pozos con mayor profundidad. Tomando la estimación de 5 kg/persona/año como la cantidad de nitrógeno en las excretas humanas, se puede tener una idea de la alteración del ciclo del nitrógeno en zonas donde se recolectan todas las aguas residuales de las grande ciudades, y específicamente en el aumento de la concentración de nitratos en los suelos y aguas de estas zonas (Albert, 1997).

La disposición de desechos municipales e industriales, en el contexto ecuatoriano aún posee gran parte de la problemática ambiental generada. Los desechos municipales e industriales que son descargados contienen elevadas concentraciones de compuestos nitrogenados y, en sociedades en desarrollo, estos desechos son descargados de manera directa a las aguas superficiales, las

cuales en consecuencia, tienen altos niveles de nitrógeno, aún después de ser tratadas, pues el tratamiento secundario logra eliminar, cuando mucho, el 20% del nitrógeno presente.

Otra de la fuente de contaminación por nitrógeno son los lodos de las plantas de tratamiento, así como también, las filtraciones a la capa freática cuando se utilizan lagunas de estabilización mal gestionadas (Albert, 1997).

El uso de aditivos alimentarios, que después de su vida útil o por lavado de productos que los contienen y son desechados o descargados contienen una importante cantidad de nitrógeno en su composición. La sal común mezclada con nitrato de potasio se ha empleado desde la antigüedad en la conservación de carnes y quesos, esto debido a la característica antimicrobiana del ion nitrito (Albert, 1997).

El uso de nitratos y nitritos, es frecuente en la elaboración referente al curado de derivados de la carne, como tocino, salchichas, y otros embutidos, que deben almacenarse por largo tiempo, y en la conservación de pescado en algunos países; el objetivo es evitar la proliferación de *Clostridium botulinum* y otras bacterias que se asocian. Para lograr una estabilidad y presentación comercial aceptable de cierta gama de productos de carne se requiere administrar aproximadamente 50 mg de nitrito/kg de alimento (Albert, 1997).

A mencionar varios tipos de fuentes, son los vegetales que comprenden el 70% de nitratos en una dieta común, esto debido al uso de fertilizantes nitrogenados, aunque también factores como la actividad de algunas enzimas y la presencia o deficiencia de otros elementos esenciales como el potasio, hierro, o molibdeno favorecen la elevada concentración de nitratos. Entre los vegetales con mayor concentración natural de nitratos se encuentran la lechuga, la coliflor, la espinaca y el brócoli, además de los tubérculos y raíces comestibles específicamente el tabaco.

Es importante indicar que durante el proceso de cocción de los vegetales, parte de los nitratos pasan al agua, lo que reduce el riesgo que presentan, sin embargo, esto no ocurre si esta agua se utiliza para preparar los alimentos.

Cerca del 21% de nitratos en la dieta común proviene del agua de bebida, y aproximadamente el 6% de nitratos proviene de la carne y sus derivados, esto cuando se ha usado nitratos o nitritos como aditivos (Albert, 1997).

El nitrato es un ion de origen natural que forma parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato se utiliza principalmente en fertilizantes inorgánicos. En la naturaleza los nitratos inorgánicos, son formados por los compuestos nitrogenados como por ejemplo, las proteínas, y la urea. La concentración de nitrato en aguas subterráneas y superficiales suele ser baja, pero puede llegar a ser alta por filtración o escorrentía de tierras agrícolas o debido a la contaminación por residuos humanos o animales como consecuencia de la oxidación del amoníaco y fuentes similares (Organización Mundial de la Salud, 2003).

Los desechos que contienen nitrógeno orgánico se descomponen en el suelo o el agua, por acción de los microorganismos, para formar amoníaco en primera instancia. Posteriormente, éste se oxida para formar iones nitrito y éstos, a su vez, para dar nitratos.

Los organismos superiores, incluyendo al hombre, no pueden aprovechar directamente el nitrógeno del aire, que es esencial para la vida, y requieren de la intervención de los microorganismos fijadores de nitrógeno, que lo pueden captar de la atmósfera y combinarlo enzimáticamente, para formar compuestos orgánicos.

Los nitratos (sales del ácido nítrico, HNO_3) son muy solubles en agua debido a la polaridad del ion; la estructura de éste es plana y de alta estabilidad, con el nitrógeno en el centro y los oxígenos en las esquinas de un triángulo equilátero y, en ella, cada uno de los enlaces N-O es un híbrido de un enlace sencillo y uno doble. Esta es la forma del nitrógeno más termodinámicamente estable en presencia de oxígeno, por lo que, en los sistemas acuáticos y terrestres, los materiales nitrogenados tienden a transformarse en nitratos.

El uso excesivo de fertilizantes nitrogenados, incluyendo el amoníaco, así como la contaminación causada por la acumulación de excretas humanas y animales pueden contribuir a elevar la concentración de nitratos en el agua. Generalmente,

los nitratos son solubles y no se adsorben a los componentes del suelo, por lo que son movilizados con facilidad por las aguas superficiales y subterráneas (Albert, 1997).

Considerando los diferentes compuestos nitrogenados presentes en el ambiente, se prefiere un efluente con alta concentración de nitritos, antes que uno que tenga alto contenido de amonio.

De lo mencionado anteriormente se conoce que un alto contenido de nitratos en un efluente, contamina un cuerpo de agua acelerando el proceso de crecimiento de algas. Por lo que, el nitrato en altas concentraciones se convierte en un grave peligro.

Ahora, si una planta de tratamiento de aguas residuales descarga un efluente cargado de nitratos, a una fuente receptora pobre en nutrientes, el efecto de degradación del cuerpo receptor es mínimo, sin embargo, si esta descarga es continua provocará efectos no deseados en el cuerpo hídrico receptor (Metcalf & Eddy, 1972).

Otro aspecto a considerar es si la corriente o cuerpo de agua receptor tiene una alta carga de concentración de nitratos, es importante disminuir la concentración de nutrientes desde el origen de éste, además de remover la mayor cantidad de nitrato presente en el agua residual a descargar. El problema es mayor cuando se descarga aguas residuales con alto contenido en nitratos en cuerpo de agua quietos, como son los estanques y lagos, debido a que no hay renovación de agua.

Para controlar adecuadamente el crecimiento de algas a través de la remoción y conversión de nutrientes en sus componentes básicos, es fundamental conocer el nivel mínimo a partir del cual se desarrolla el crecimiento acelerado de algas. Las cifras que comúnmente se han obtenido de la práctica son 0.30 mg/L para el nitrógeno inorgánico y 0.015 mg/L para el ortofosfato soluble (Benefield & Randall, 1980).

De la caracterización del efluente, cuando se determina que existe una concentración inaceptable de nitratos; se debe implementar un sistema de tratamiento de agua. Existen cuatro procesos básicos destinados para el propósito de remover el nitrógeno del agua: la separación de amoníaco, el intercambio iónico selectivo, la cloración en el punto de interrupción, y el proceso biológico de nitrificación desnitrificación.

El método biológico de nitrificación/desnitrificación es el único método disponible de remoción de nitrógeno de los efluentes de aguas residuales. Por lo que a continuación se presentan una serie de alternativas en base a esta metodología de tratamiento de aguas residuales (Benefield & Randall, 1980)

2.3 TECNOLOGÍAS ACTUALES PARA EL TRATAMIENTO DE LOS NITRATOS

En la presente investigación bibliográfica, se presentan las alternativas tecnológicas más convencionalmente utilizadas con el objetivo de remover altas concentraciones de nitratos en el agua.

La presente parte de la investigación se enfoca de manera puntual en las diferentes tecnologías que incluyen métodos biológicos de remoción de nitratos. El proceso que se utiliza de manera genérica para remover nitratos del agua se denomina desnitrificación.

Los métodos utilizados para la eliminación del nitrógeno en las aguas residuales, se clasifican en fisicoquímicos y biológicos. Los métodos fisicoquímicos incluyen: arrastre de amonio con vapor, intercambio iónico, procesos de precipitación; los métodos biológicos incluyen lodos activados, lagunas de estabilización, reactores anaerobios de biopelícula, entre otros (Metcalf & Eddy, 1972).

Los métodos fisicoquímicos, tienen como fin trasladar el contaminante de un medio a otro, lo cual, no soluciona de manera integral el problema. Los métodos biológicos, también llamados no asimilativos presentan ventajas de sostenibilidad y ventajas económicas con mayor efectividad en la eliminación del nitrógeno del

agua, por lo cual, es el proceso biológico más común para la remoción de nitrógeno de los efluentes domiciliarios e industriales (Pozo, 2008).

El método biológico se fundamenta en la existencia de microorganismos para los cuales, los nutrimentos derivados del nitrógeno, son claves para su crecimiento en concentraciones elevadas (Gómez, J. *et al.*, 2000).

Se sabe que el proceso de desnitrificación biológica, debido a la alta selectividad para el nitrato, puede alcanzar altas eficiencias de eliminación de nitrógeno aproximadamente al 100%, a un bajo costo, en comparación con procesos del tipo fisicoquímico. Este proceso presenta una solución efectiva a la contaminación por nitrato, debido a que este es transformado y liberado del proceso en forma de nitrógeno molecular (Matejúj, 1992).

Se debe comprender en primer lugar la cinética del proceso de desnitrificación de manera general. Conocer el desarrollo del proceso, permitirá considerar los principales parámetros que influyen en el proceso de remoción de nitratos y el tipo de importancia que cada uno de ellos tienen en orden de ponderación.

El análisis que se realiza en conocer el proceso de desnitrificación a través de la cinética de la reacción, tiene como finalidad encontrar la tasa de remoción de nitratos bajo diferentes condiciones de operación. Estas tasas de remoción de la concentración de nitratos son obtenidas de manera teórica a través de los cálculos estequiométricos en base a las ecuaciones químicas que engloban el proceso; o de manera práctica, encontrándose valores empíricos, producto de la investigación práctica en sistemas de escala de laboratorio, o de sistemas de escala piloto.

Las variables ambientales que tienen mayor influencia en la tasa de remoción de nitratos son: la concentración de los nitratos en la solución acuosa, la concentración y tipo de fuente de carbono o energía que se emplea para realizar el proceso de remoción, la concentración de oxígeno disuelto en el sistema, la alcalinidad que tiene relación con el pH en el que trabaja el sistema y la temperatura a la que opera el sistema de desnitrificación.

Existen varios modelos matemáticos que buscan encontrar aproximadamente las tasas de remoción de nitratos, entre estos modelos se pueden mencionar, la relaciones tipo Monod, las ecuaciones predictivas basadas en la carga másica y el tiempo de retención celular, y las ecuaciones de orden cero con respecto a la carga volumétrica de nitrato y de material carbonoso que recibe el sistema para la remoción de nitratos.

A continuación se explicará la expresión de Monod, que es utilizada para detallar el comportamiento de crecimiento de los microorganismos heterótrofos presentes en el sistema de desnitrificación en relación a la carga volumétrica de nitratos que recibe el sistema en estudio en condiciones anóxicas (Suarez & Jácome, 2007).

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \quad (2:1)$$

donde,

μ_{Dn} = Tasa específica de crecimiento de microorganismos desnitrificantes (día⁻¹).

$\mu_{Dn,max}$ = Máxima tasa de crecimiento de microorganismos desnitrificantes (día⁻¹).

K_{NO} = Constante de semisaturación (mg/L de N-NO₃⁻).

S_{NO} = Concentración de N-NO₃⁻ (mg/L)

El valor de la constante de semisaturación es bajo, y es aproximadamente 0.5 mg/L de N-NO₃⁻. Debido a esto, la tasa de remoción del compuesto nitrogenado es alta.

A continuación se presentan valores bibliográficos que se utilizan al momento de modelar matemáticamente el proceso de la desnitrificación.

TABLA 2.1: VALORES DE LA CONSTANTE K_{NO}

Tipo de Sistema	K_{NO}
-----------------	----------

Reactor con crecimiento en suspensión sin recirculación	0.08
Reactor con crecimiento en suspensión con recirculación	0.16
Reactor con crecimiento adjunto en lecho fijo	0.06

Fuente: Suarez & Jácome, 2007.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

La concentración y tipo de fuente de carbono o energía que se emplea para realizar el proceso de remoción de los nitratos del medio acuoso, es el parámetro más importante que se debe considerar en el modelamiento del proceso de desnitrificación.

Si consideramos el sistema que emplea el crecimiento de biomasa en un medio suspendido, las condiciones a considerar para la fuente de carbono o energía son: el proceso de desnitrificación en condiciones donde el carbono no represente un limitante; y el proceso de desnitrificación cuando el carbono sea un limitante.

Para determinar la concentración del carbono en la velocidad con la que se remueve el nitrato se utiliza la expresión de Monod (Suarez & Jácome, 2007):

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left(\frac{S_b}{K_{Sb} + S_b} \right) \quad (2:2)$$

donde,

K_{Sb} = Constante de semisaturación (mg/L de N-NO₃⁻).

S_b = Concentración de carbono orgánico (mg/L).

Por lo general el valor de la constante de semisaturación es muy bajo. Para realizar un análisis más detallado se sugiere vincular las dos ecuaciones que se

detallaron anteriormente, es decir, se combina el efecto de la concentración de los nitratos y del carbono orgánico.

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \left(\frac{S_b}{K_{sb} + S_b} \right) \quad (2:3)$$

donde,

μ_{Dn} = Valor real en función del contenido de nitrato y fuente de carbono orgánico (día^{-1}).

$\mu_{Dn,max}$ = Valor máximo del crecimiento de organismo desnitrificantes a condiciones de temperatura y pH dados (día^{-1}).

La tasa máxima de utilización de sustrato, es un parámetro que se obtiene de la práctica y que permite obtener valores empíricos de la relación entre el peso de los nitratos como nitrógeno (kg N-NO_3^-) removidos diariamente y el peso de los sólidos suspendidos volátiles presentes en el reactor (kg SSV). A través de un modelo matemático es (Suarez & Jácome, 2007):

$$K_{Dn} = \frac{\mu_{Dn}}{Y_{Dn}} \quad (2:4)$$

donde,

K_{Dn} = tasa máxima de utilización de sustrato

μ_{Dn} = kg de nitratos reducidos

Y_{Dn} = kg SSV en el reactor

Los valores que presenta la bibliografía para la cantidad en peso de sólidos suspendidos volátiles están en un rango de 0.6 a 1.20 kg. Como un dato importante, el tiempo de retención celular puede calcularse con la expresión:

$$\frac{1}{\theta_{c,Dn}} = Y_{Dn} \cdot k_{Dn} - K_{d,Dn} \quad (2:5)$$

Los procesos de desnitrificación pueden ser de crecimiento anaerobio suspendido y de crecimiento anaerobio adjunto, adicionalmente los procesos de desnitrificación se pueden categorizar en sistemas con fuente externa de carbono y en procesos de nitrificación-desnitrificación con oxidación combinada de carbono (Benefield & Randall, 1980).

El procedimiento de desnitrificación emplea carbono orgánico y nitratos; la fuente de materia orgánica puede ser, externa, tal como el metanol o acetato; empleando la DBO carbonosa del agua residual como fuente de carbono degradable a través de: la recirculación de una gran cantidad del efluente nitrificado hacia la zona anóxica cabecera del flujo, o desviando una parte del agua bruta o del efluente primario hacia una zona del reactor conteniendo nitratos; y utilizando carbono endógeno, es decir, el producido por la biopelícula debido al decaimiento celular (Suarez & Jácome, 2007).

Lo que se obtiene del proceso de remoción de nitratos en una solución acuosa, es la transformación del nitrato a nitrógeno gaseoso, la recuperación del 65% del oxígeno consumido en la remoción de nitratos, se recupera 3.57 mg CaCO₃/ mg N-NO₃⁻ que se ha consumido; la producción de biomasa es alrededor de 0.4 mg SSV / mg DQO, el valor de la DQO que se emplea es de la eliminada (Suarez & Jácome, 2007).

2.3.1 Procesos de nitrificación-desnitrificación con oxidación combinada de carbono.

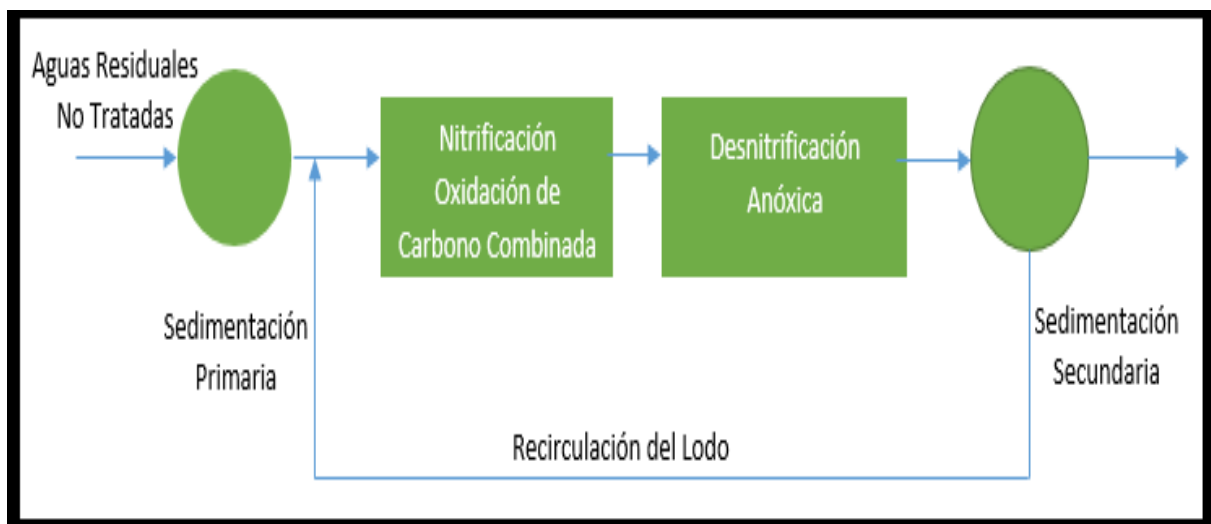
Debido a los altos costos de la mayoría de fuentes de carbono orgánico, se desarrollaron o se encuentran en etapa de investigación, procesos de nitrificación-desnitrificación de oxidación de carbono combinada, es decir este proceso se

realiza en un solo proceso sin pasos intermedios. Esta clase de procesos tienen un gran potencial de remoción de nitrógeno.

Las principales ventajas específicas que tiene esta clase de proceso son la reducción en el volumen de aire necesario para lograr la nitrificación y eliminar la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días, DBO₅; posible eliminación de las fuentes de carbono orgánico suplementarias, como el metanol, para lograr una completa desnitrificación; y eliminación de las instalaciones de clarificación intermedias que se requieren en los sistemas de nitrificación-desnitrificación (Metcalf & Eddy, 1972).

En estos procesos combinados, la desnitrificación es lograda, tanto por el aporte de carbono que se encuentra en el agua residual, así como, del carbono que se produce por la decadencia endógena de los microorganismos. El diagrama de flujo que representa la decadencia endógena de los microorganismos para la desnitrificación es mostrada en el gráfico 2.2.

GRÁFICO 2.2: SECUENCIA DE OXIDACIÓN DE CARBONO EN LA NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN



Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

El procedimiento que ha sido utilizado para lograr el proceso de la desnitrificación con el carbono orgánico proveniente de las aguas residuales, involucra una serie alternada de etapas aerobias y anóxicas, sin necesidad de instalaciones de

sedimentación intermedias. Esta alternación de etapas aerobias y anaerobias se puede realizar a través de zanjas de oxidación, a través de rotores con control de nivel de oxigenación, o a través del contacto con el oxígeno utilizando el trasvase entre dos tanques separados (Benefield & Randall, 1980).

Otro de los procesos secuenciales, es el llamado proceso Bardenpho, donde, se usan reactores separados para la etapa de oxidación en la nitrificación y para la etapa de desnitrificación anóxica. Este proceso se encuentra en etapa de investigación, sin embargo, la información obtenida de las pruebas experimentales a escala de laboratorio han entregado resultados de niveles de remoción de nitrógeno satisfactorios (Metcalf & Eddy, 1972). Se detalla en el gráfico 2.3 el sistema secuencial bardenpho con uso de carbón orgánico presente en el agua residual y del carbón.

GRÁFICO 2.3: EL SISTEMA SECUENCIAL BARDENPHO CON USO DE CARBÓN ORGÁNICO PRESENTE EN EL AGUA RESIDUAL Y DEL CARBÓN ENDÓGENO.



Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.

Elaborado por: Joseph Sánchez.

2.3.2 Sistemas con fuente externa de carbono

En estos sistemas se añade una fuente externa de carbono. El proceso análogo a este es la adición de oxígeno para remover el carbón orgánico en el tratamiento biológico de residuos. El diseño de sistemas de desnitrificación de crecimiento anaerobio suspendido es similar al diseño de sistemas de lodos activados usado para remover carbono orgánico (Metcalf & Eddy, 1972). En estos sistemas se utilizan reactores para mantener la masa bacteriana en suspensión, estos reactores pueden ser de flujo continuo con tanque de agitación o de flujo pistón. Existen modelos diferentes que se han desarrollado desde 1970, de sistemas anaerobios de desnitrificación de crecimiento adjunto. Se utilizan reactores debido a la liberación del nitrógeno gaseoso que se produce durante el proceso de desnitrificación, el nitrógeno en estado gaseoso se encuentra pegado o adjunto con los sólidos biológicos, convencionalmente la etapa de liberación de nitrógeno en estado gaseoso se realiza entre la salida del reactor y las instalaciones de sedimentación que son utilizadas para separar los sólidos biológicos (Metcalf & Eddy, 1972).

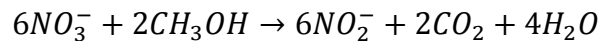
La eliminación de las burbujas del gas nitrógeno se puede lograr ya sea a través de canales gaseosos que pueden ser utilizados con el fin de conectar el bioreactor y las instalaciones de decantación, o en un tanque separado en el que los sólidos se airean durante un corto tiempo de aproximadamente 30 a 60 minutos (Metcalf & Eddy, 1972).

Se observó en 1860, que los nitratos, óxido nitroso, y el gas nitrógeno son comúnmente producidos cuando se realizan fermentaciones biológicas en presencia de nitratos. El proceso de desnitrificación, involucra el uso de radicales de nitratos como un aceptor de hidrógenos; los requerimientos para que se produzca esta reacción química son: una fuente de hidrógeno combinado y condiciones anaerobias (déficit de oxígeno).

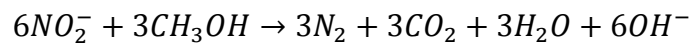
Algunas bacterias autotróficas son capaces de reducir el nitrato, usándolo como aceptor de electrones; la mayoría de las bacterias reductoras de nitratos son facultativas anaerobias heterotróficas. El principal género de bacterias desnitrificantes son *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* y *Bacillus*.

Para comprender de mejor manera la acción del carbono orgánico en el proceso de remoción de nitratos en el agua, se explicará a detalle la estequiometría química que sigue el proceso de desnitrificación convencional con fuente de carbono externa de metanol (Benefield & Randall, 1980).

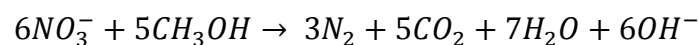
Reacción Energética, paso 1:



Reacción Energética, paso 2:

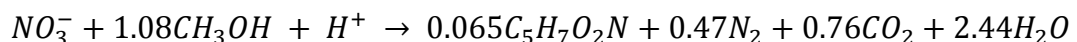


Reacción Energética General:



En la práctica, del 25 al 30 por ciento de la cantidad de metanol requerido para energía es requerido para síntesis. En base a estudios experimentales de laboratorio, McCarty desarrolló la siguiente ecuación empírica para describir la ecuación general del proceso de remoción de nitratos (Metcalf & Eddy, 1972).

Ecuación Empírica de Remoción General de Nitratos:



Para obtener la cantidad que se requiere de carbono orgánico proveniente del metanol para realizar el proceso de desnitrificación, se considera la presencia de compuestos nitrogenados en la muestra acuosa que se tratará. Si todo el nitrógeno presente en la muestra acuosa está en forma de nitratos, se realiza el cálculo estequiométrico necesario, utilizando la ecuación empírica propuesta por McCarty, expresada anteriormente. Si debido a procesos biológicos naturales en las aguas residuales hay presencia de nitritos y de oxígeno disuelto, adicionales a

los nitratos, el metanol requerido puede ser calculado a partir de la siguiente ecuación empírica:

$$C_m = 2.47N_0 + 1.53N_1 + 0.87D_0 \quad (2:6)$$

donde,

C_m = Concentración de Metanol Requerida, mg/L

N_0 = Concentración de Nitrato-Nitrógeno inicial, mg/L

N_1 = Concentración de Nitrito-Nitrógeno inicial, mg/L

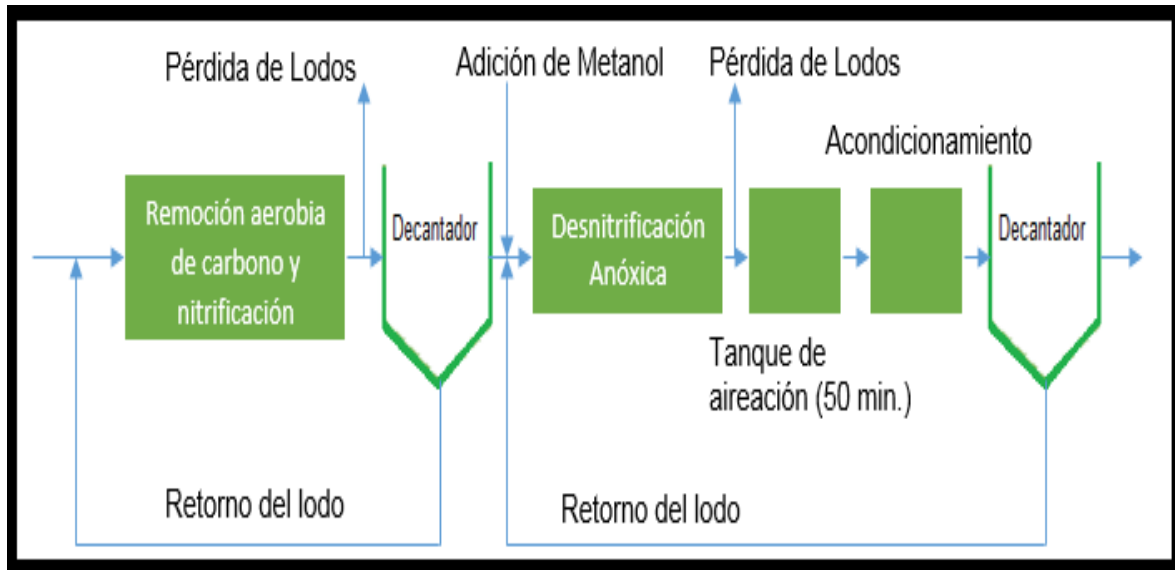
D_0 = Concentración de Oxígeno Disuelto, mg/L

2.3.2.1 Desnitrificación en sistemas de crecimiento suspendido

La desnitrificación a través de sistemas biológicos puede desarrollarse en sistemas de crecimiento suspendido bajo condiciones anóxicas o en sistemas de columnas como lo son los de crecimiento adjunto que de igual manera trabaja bajo condiciones anóxicas. El número de reactores de crecimiento suspendido en el sistema de desnitrificación por lo general es de tres cuando el proceso de desnitrificación es combinado y de cuatro reactores cuando el proceso de nitrificación se trata en distintas etapas (Benefield & Randall, 1980).

En el gráfico 2.4, se detalla el diagrama de flujo de un proceso combinado de nitrificación-desnitrificación. Este diagrama inicialmente tiene una unidad de remoción aerobia de carbono y nitrificación, se hace pasar a través de una unidad de decantación, para luego pasar a la unidad de desnitrificación en ausencia de oxígeno, posteriormente pasa el flujo a una unidad de acondicionamiento y una última unidad de decantación. En la unidad de acondicionamiento se presenta una etapa de aireación que tiene como duración cincuenta minutos.

GRÁFICO 2.4: DIAGRAMA DE FLUJO DE UN PROCESO COMBINADO DE NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN



Fuente: Brown & Caldwell, 1975.

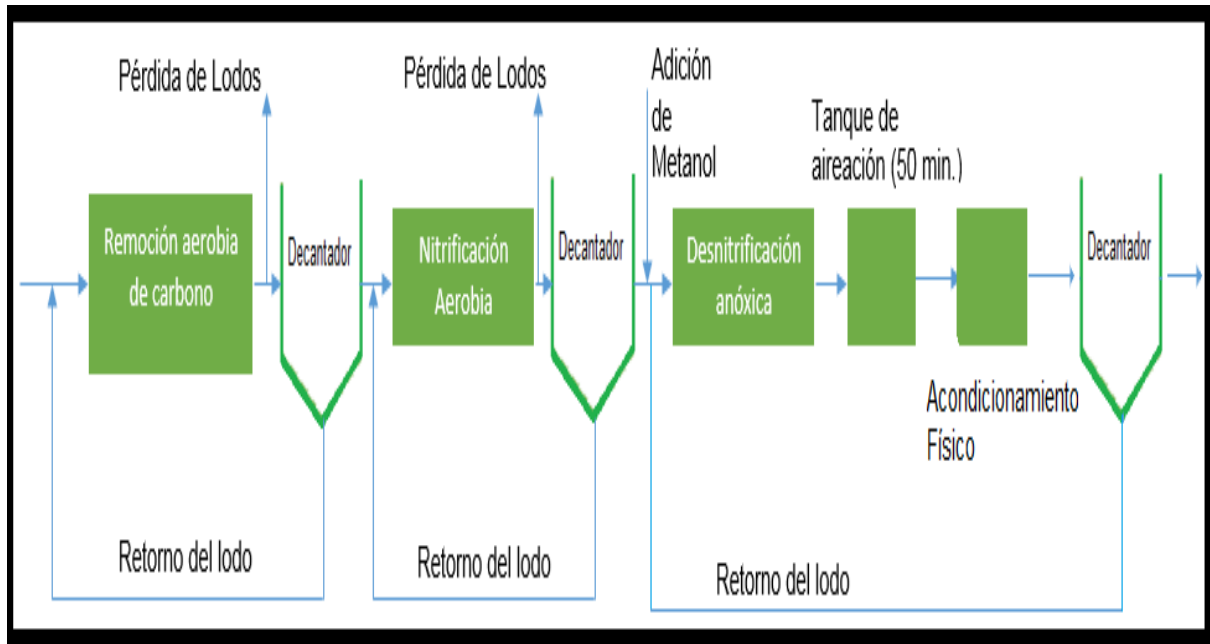
Elaborado por: Joseph Sánchez.

Se debe implementar en el diseño del sistema de desnitrificación un tanque de aireación, este tanque se encuentra entre el reactor y la última unidad de clarificación.

Se instala este tanque de aireación para eliminar el nitrógeno gas que se ha acumulado en el interior del reactor, y consecuentemente evitar la salida disparada de una mayor cantidad de lodo al clarificador, debido a la presión que ejerce el nitrógeno gas.

Este tanque de aireación permite eliminar de manera aerobia las concentraciones pequeñas de metanol en exceso y oxigena al sistema aumentando el Oxígeno Disuelto, esto para asegurar que la desnitrificación ocurra en el último clarificador (Benefield & Randall, 1980).

**GRÁFICO 2.5: DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO DE NITRIFICACIÓN-
DESNITRIFICACIÓN POR ETAPAS SEPARADAS.**



Fuente: Brown & Caldwell, 1975.

Elaborado por: Joseph Sánchez.

Es importante que en la construcción de este sistema de desnitrificación sea en su totalidad recubierto, con el fin de evitar el ingreso del oxígeno proveniente de la atmósfera. Sin embargo se debe tener sumo cuidado en el diseño, considerando la salida que requiere el sistema de gases como el nitrógeno y dióxido de carbono.

La mezcla en el interior de este tipo de reactores se realiza de manera similar a la utilizada por el proceso de floculación. Para mantener los sólidos en suspensión de manera adecuada, se requiere energéticamente de $\frac{1}{4}$ a $\frac{1}{2}$ hp/1000ft³ del volumen del tanque (Metcalf & Eddy, 1973).

La cinética de la reacción de desnitrificación en este tipo de sistema es de orden cero con respecto a la concentración de nitratos y al carbón orgánico contenido, siendo el carbón un no limitante (Barnard, 1975).

(2:7)

$$\left(\frac{d\text{NO}_3}{dt}\right)_{DN} = KX$$

donde,

$$\left(\frac{d\text{NO}_3}{dt}\right)_{DN} = \text{Tasa de desnitrificación, masa volumen}^{-1} \text{ tiempo}^{-1}$$

K = constante de la tasa de reacción de la desnitrificación, tiempo⁻¹

X = concentración de biomasa, masa volumen⁻¹

2.3.2.2 Desnitrificación en sistemas de crecimiento adjunto

El desarrollo y modificación reciente de procesos biológicos en el proceso de remoción de nitratos del agua residual, ha propuesto modelos seguros y económicamente factibles para ser aplicados en las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas. En los procesos biológicos de desnitrificación, los organismos heterotróficos responsables de la reducción del nitrato, pueden encontrarse en suspensión en fase líquida, o adjuntos a un medio de soporte.

Los procesos de control que envuelven los sistemas que trabajan con organismos en suspensión en fase líquida involucran, separación de los sólidos de la fase líquida, recirculación de lodos; la pérdida del lodo es la mayor problemática que presentan estos sistemas (Benefield & Randall, 1980). Los sistemas de crecimiento adjunto a un medio de soporte, retienen la biomasa generada dentro de los límites del reactor, de esta forma se omite la necesidad de la recirculación de los lodos. Por lo que, los sistemas de crecimiento adjunto a un medio de soporte son un método de eliminación de nitratos con un gran potencial de investigación.

Los sistemas de crecimiento adjunto a un medio de soporte empleados para realizar el proceso de desnitrificación pueden ser rotores de contacto biológicos sumergidos, columnas de relleno inerte ya sea usando medio de alta porosidad o un medio de baja porosidad, y lechos fluidizados (Metcalf & Eddy, 1972).

La tabla 2.2, presenta una comparación de manera general de la clasificación de sistemas de desnitrificación de crecimiento adjunto, los datos de las tasas de remoción de nitratos que se exponen son solamente un nivel de referencia, por lo que se sugiere que se obtengan propios datos de la investigación en plantas piloto y pruebas en modelos a escala de laboratorio, para determinar la remoción de la desnitrificación.

TABLA 2.2: DESCRIPCIÓN DE SISTEMAS DE DESNITRIFICACIÓN DE CRECIMIENTO ADJUNTO.

Clasificación	Descripción	Tasas Típicas de remoción a 20°C, kg N removido/m³-día
----------------------	--------------------	--

Reactor de lecho empaquetado	Lleno de Gas		El reactor se llena y acumula con gas nitrógeno con el fin de mantener condiciones anóxicas sin necesidad de que el medio este sumergido.	1.6-1.8
	Líquido	Medio de Alta Porosidad	-	0.1-0.12
		Medio de Baja Porosidad	Se requiere de retro lavado para controlar la biomasa	0.2-0.4
Reactor con lecho fluidizado	Medio de arena de alta porosidad		La porosidad es ajustada por la densidad del medio y la tasa de flujo.	12-16
	Medio de carbón activado de alta porosidad		-	5-6

Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

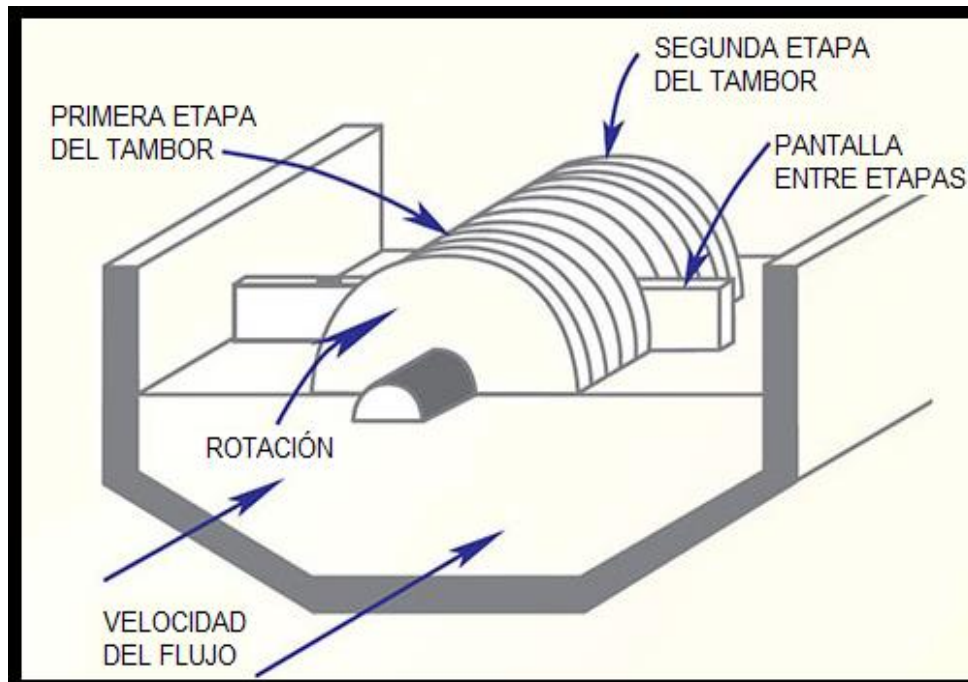
2.3.2.2.1 Rotores de contacto biológicos sumergidos

El uso de una unidad comercial de rotor de contacto biológico sumergido es válido para procesos de desnitrificación aunque la información de operación e implementación publicada, es escasa (Benefield & Randall, 1980). Por lo que se desconoce la capacidad de remoción de nitratos en este sistema de manera segura e integral.

Murphy en el año de 1977, realizó estudios en este sistema aplicados a la desnitrificación, utilizó efluentes nitrificados de un proceso de lodos activados como alimentación, además, se añadió metanol para obtener una relación carbono/nitrógeno en exceso de 1.1:1.

En el gráfico 2.6 se presenta un esquema de un rotor de contacto biológico sumergido que se utiliza de manera convencional.

GRÁFICO 2.6: ESQUEMA DE UN RCB SUMERGIDO COMERCIAL.



Fuente: Jenkins & Sanders, 2012.

Las condiciones en las que operó el sistema fueron, cuatro etapas dentro del rotor de contacto biológico, con un volumen hidráulico total de 400 L, y un tiempo de retención teórico de la unidad de 100 minutos (Benfield & Randall, 1980).

La información experimental obtenida, expone que el proceso de desnitrificación en presencia de exceso de carbono es independiente de la concentración de nitratos y nitritos en la solución acuosa; por lo que, la tasa de desnitrificación se caracteriza por una cinética de orden cero, respecto a la concentración de nitrito y nitrato.

De la observación de operación de una etapa simple, empleada para obtener la siguiente relación empírica que describe la tasa de desnitrificación por unidad de área de la superficie del disco de rotación y la temperatura entre un rango de 5 a 25°C (Suarez & Jácome, 2007). La ecuación que se obtiene teóricamente es:

$$K = 7.79 \times 10^{13} e^{-16.550/RT} \quad (2:8)$$

donde,

K = Tasa de desnitrificación, mg $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- \text{N}]/\text{ft}^2\text{-h}$

R = Constante universal de los gases, 1.98 cal/mol-°K

T = Temperatura de operación, °K

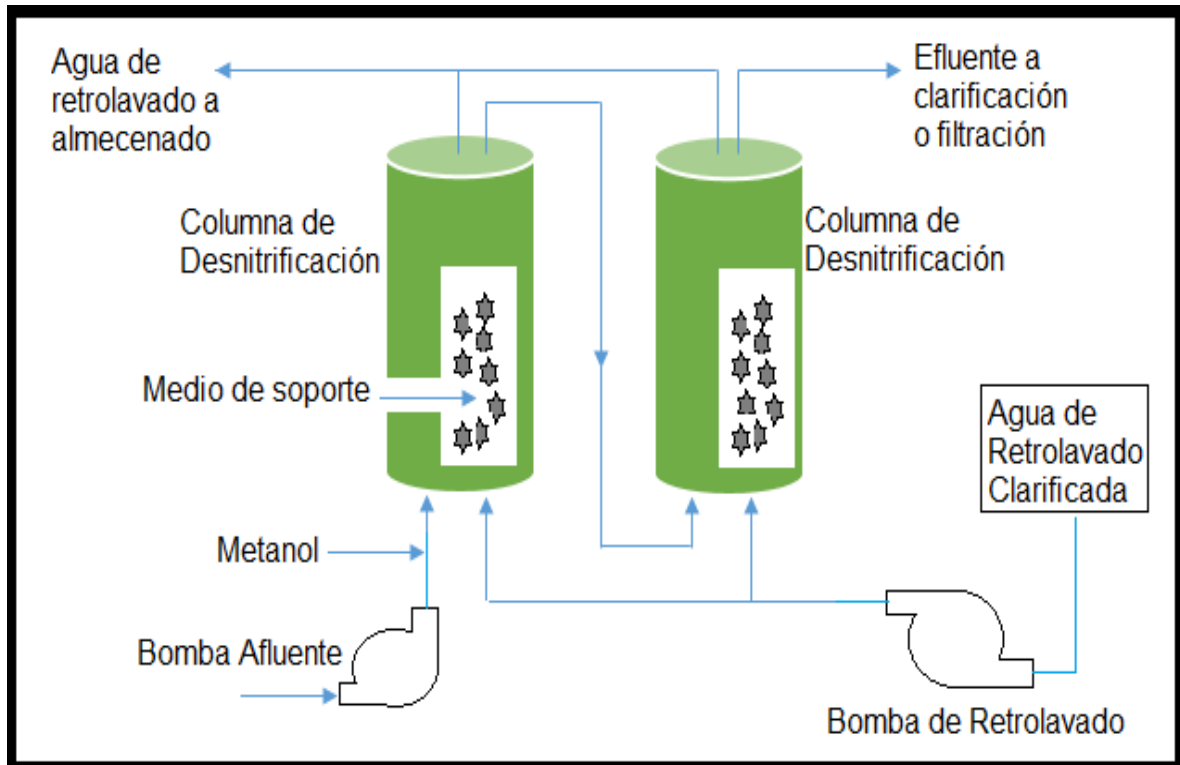
En los sistemas sumergidos de rotores biológicos de contacto, la concentración de sólidos suspendidos en el efluente es bajo. Esto sugiere que no se considere unidades de clarificación, además la alta calidad del efluente que se obtiene de este proceso propone la implementación de un sistema de dual medio de filtración (Benefield & Randall, 1980).

2.3.2.2.2 *Columna de relleno sumergido con medio de alta porosidad*

La columna de relleno sumergido consiste en un reactor lleno de material inerte, que es operado bajo condiciones de flujo saturado. Un reactor de flujo ascendente es generalmente usado para mejorar la separación de los sólidos suspendidos del efluente. Las velocidades a través de la columna son de aproximadamente 0.0305 m/s (Benefield & Randall, 1980).

En el gráfico 2.7 se presenta un diagrama del funcionamiento de un sistema de columna de desnitrificación con medio sumergido de alta porosidad.

GRÁFICO 2.7: DIAGRAMA DEL SISTEMA DE COLUMNA DE DESNITRIFICACIÓN CON MEDIO SUMERGIDO DE ALTA POROSIDAD.



Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

Para una óptima remoción del nitrato de las aguas residuales el sistema requiere de dos o tres columnas normalmente operadas en serie. La selección del medio es sumamente importante en el diseño de la columna. Por lo que, cuanto más grande sea la superficie específica, mayor será la tasa de desnitrificación superficial y también lo será el grado de obstrucción de la columna.

A continuación se presenta información de los medios de soporte que se utilizan en el mercado de manera comercial, en relación con la superficie específica que poseen, de la porosidad, y la temperatura de operación.

TABLA 2.3: INFORMACIÓN PARA EL DISEÑO DE COLUMNAS DE RELLENO PARA LA DESNITRIFICACIÓN CON ALTA POROSIDAD.

Tasa Superficial de Desnitrificación (lb N Removido/ft²-día)					
Parámetro	Koch Flexirings	Envirotech Surfpac	Koch Flexirings	Intalox saddles	Raschig rings
Superficie Específica (ft²/ft³)	65	27	105	142-274	79
Porosidad (%)	96	94	92	70-78	80
Temperatura (°C)					
5				3.2 x 10 ⁻⁵	
10				3.7 x 10 ⁻⁵	
11					
12					
13	4.3 x 10 ⁻⁵				
14					
15	5 x 10 ⁻⁵			2.7 x 10 ⁻⁵	
16					
17	5.3 x 10 ⁻⁵				
18					
19					
20	13 x 10 ⁻⁵			9.5 x 10 ⁻⁵	
21	11 x 10 ⁻⁵				
22					
23	5.9 x 10 ⁻⁵				
24					
25				11 x 10 ⁻⁵	

Fuente: Brown and Caldwell, 1975

En los sistemas que utilizan columnas de relleno sumergido de alta porosidad, para minimizar la concentración de sólidos suspendidos en el efluente de la columna, se requiere un retro lavado de la columna periódicamente, esto elimina la cantidad en exceso de sólidos en la columna (Benefield & Randall, 1980). Para realizar el proceso de retro lavado de la columna de relleno se utiliza una combinación de aire y agua, estos dos elementos a diferentes tasas. Es recomendable que en diseño de lavado de la columna se considere la capacidad de introducir el proceso de la cloración, con el fin de ayudar al desprendimiento de sólidos cuando existan problemas de obstrucción (Metcalf & Eddy, 1972).

Murphy en 1977, empleo como alimentación a este tipo de sistema el efluente proveniente del proceso de lodos activados, con la adición de metanol como fuente de carbono en una relación carbono/nitrógeno de 1.1:1; en sus estudios analizó dos tipos de medios de soporte (Benefield & Randall, 1980). Durante los estudios realizados encontró que el retro lavado que se realiza a la columna de relleno sumergido no corregía el problema de cortocircuito, provocando una variación en la eficiencia de eliminación de nitratos. Las condiciones que se utilizó para la implementación de las columnas con relleno para la desnitrificación se presentan en la tabla 2.4. El tiempo de retención se calculó en base al volumen de los espacios vacíos.

TABLA 2.4: CONDICIONES DE OPERACIÓN Y DE RELLENO USADOS PARA LAS COLUMNAS DE DESNITRIFICACIÓN.

Tipo de Medio	Tamaño del relleno (in)	Porosidad (%)	Superficie Específica (ft ² /ft ³)	Altura de la columna (ft)	Carga Superficial (gpm/ft ²)	Tiempo de retención (min)
Intalox Saddles	0.37	76	241	12	3.6	16.5
					1.8	33.0
Intalox Saddles	0.5	78	190	12	3.6	17.5
					1.8	35.0
Pall rings	1	90	63	8	0.7	70.0
Pall rings	2	92	31	8	0.7	70.0

Fuente: Murphy et al. (1977).
Elaborado por: Joseph Sánchez.

2.3.2.2.3 Columna de medio fino sumergido de baja porosidad

Este tipo de sistema de desnitrificación es probablemente el más utilizado respecto a sistemas de lechos sumergidos empacados; no hay un procedimiento empírico o racional disponible para el diseño de este sistema como tal. Como resultado de la inexistencia de un patrón a seguir en la modelación e implementación de esta clase de sistemas, el diseño generalmente es basado en información experimental obtenida de plantas piloto, y modelos a escala de laboratorio. Estos sistemas son comunes para aguas residuales con cargas superficiales entre 0.5 a 1.5 gpm/ft² (Benefield & Randall, 1980).

Las columnas de medio fino sumergido de baja porosidad, sirven también con el propósito de filtrar el efluente, así como, realizar el proceso de la desnitrificación; a continuación se presenta información de la remoción de sólidos suspendidos presentes en aguas de diferentes localizaciones (Metcalf & Eddy, 1972).

TABLA 2.5: COMPARACIÓN DE LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN COLUMNAS DE MEDIO FINO SUMERGIDO PARA REALIZAR EL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN.

Localización	Tamaño del medio de arena (mm)	Carga Superficial (gpm/ft ²)	Profundidad (ft)	SS en el Afluente (mg/L)	SS en el efluente (mg/L)
El Lago, Texas EE.UU.	$d_{50} = 3^b$	6.27	13	37	17
North Huntington, Pensilvania	$d_{10} = 2.9$	0.72	6	16	7
Tampa, Florida	$d_{10} = 2.9$	2.5	-	20	5
Lebanon, Ohio	$d_{50} = 3.4^b$	7.0	10	13	4
	$d_{50} = 5.9^b$	7.0	20	13	2
	$d_{50} = 14.5^b$	7.0	10	13	1

d_{10} , tamaño efectivo; d_{50} , tamaño medio de la partícula
b Graduación uniforme

Fuente: Brown and Caldwell, 1975.

Este sistema requiere de un lavado contracorriente combinado de aire y agua, para esta unidad de tratamiento en particular, se sugiere una tasa de aire de 6 cfm/ft² y una tasa de agua de 8 gpm/ft² para realizar el retro lavado de la columna con medio fino de baja porosidad (Benefield & Randall, 1980).

El medio comúnmente utilizado en este sistema arena o grava fina, sin embargo, también se utiliza como medio de soporte el carbón activado.

Las columnas de medio fino sumergidas de baja porosidad son operadas comúnmente como lechos sumergidos empacados de flujo ascendente, con el fin de evitar los problemas de obstrucción. El tipo de medio que más se utiliza para evitar el problema de obstrucción es de arena.

La arena es recomendada como medio, debido a que posee una superficie específica por metro cúbico mayor a la de la grava, debido a su pequeño tamaño de partícula; y por la disminución de problemas de operación en comparación con el carbón activado, esto debido a su gravedad específica (Metcalf & Eddy, 1972).

Tucker et al. (1974) demostró que para cada reactor de lecho empaquetado y aguas residuales dados, existe una tasa de carga hidráulica que es óptima para desarrollar el proceso de desnitrificación. Para flujos volumétricos bajos, la velocidad de remoción en la columna está limitada por la tasa de carga de nitratos; en tanto que cuando el flujo volumétrico es mayor, la velocidad de remoción de nitratos es limitada por la tasa de carga hidráulica. Por lo tanto, las columnas de remoción de nitratos pueden ser operadas en serie para obtener mayor eficiencia de remoción.

En la siguiente tabla se detallan las tasas máximas de remoción de nitrato reportadas por diferentes investigadores, que han usado columnas de lecho empaquetado. Se presenta además un análisis comparativo con estudios de dos sistemas de lecho fluidizado. La tabla 2.6 presenta el efecto del tamaño de la partícula y de la fluidización en la eficiencia de remoción de nitratos en el reactor biológico. El fin de ambos parámetros, tanto del tamaño de la partícula, como de la fluidización es aumentar la cantidad de biomasa generada en el reactor de volumen específico.

TABLA 2.6: COMPARACIÓN DE TASAS DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO EN REACTORES DE LECHO EMPAQUETADO.

Medio	Tipo de Reactor	ft ² /ft ³	Tasa de remoción de nitrógeno	
			lb/día/ft ²	lb/día/ft ³
1.5 pulgadas grava	Lecho empaquetado	24	1.5×10^{-4}	3.7×10^{-3}
1.0 pulgadas grava	Lecho empaquetado	151	7.0×10^{-5}	10.6×10^{-3}
2.36 mm carbón activado	Lecho empaquetado	387+	4.3×10^{-5}	16.8×10^{-3}
2.36 mm arena	Lecho empaquetado	387	6.2×10^{-5}	24.1×10^{-3}
1.7 mm carbón activado	Lecho Fluidizado	538+	1.4×10^{-4}	73.2×10^{-3}
1.18 mm carbón activado	Lecho empaquetado	774+	1.4×10^{-5}	11.0×10^{-3}
0.6 mm arena (Tamaño efectivo)	Lecho Fluidizado	1088	3.4×10^{-4}	367×10^{-3}

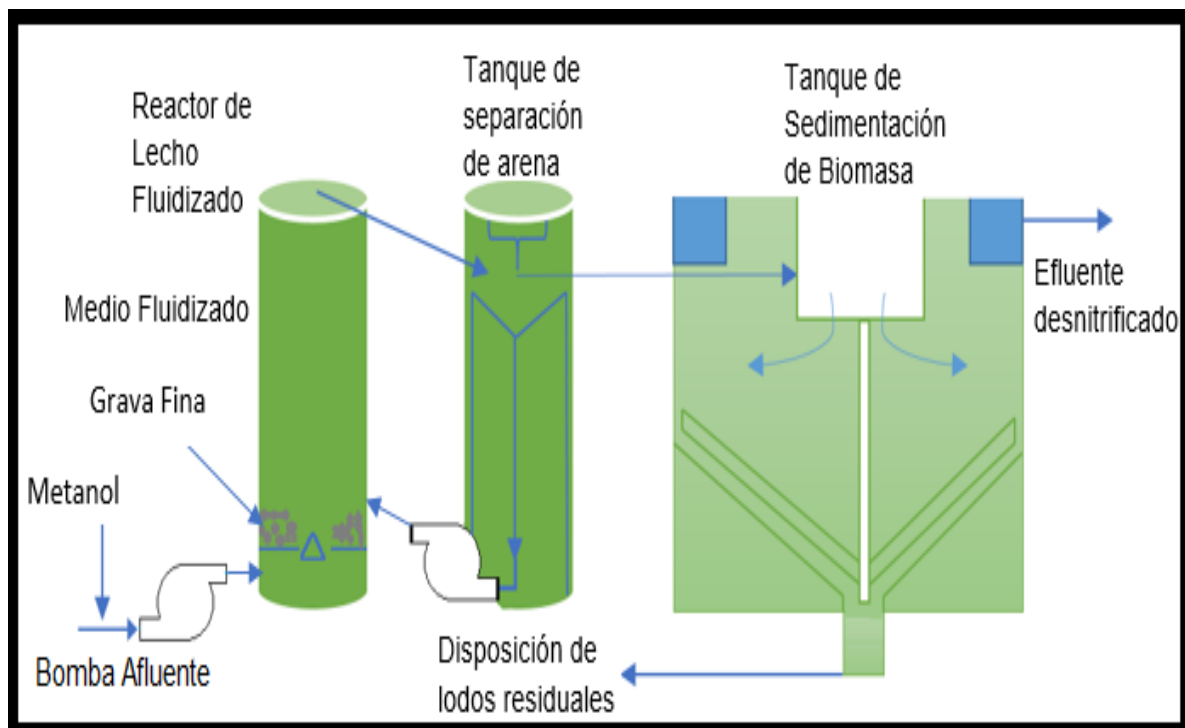
Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

2.3.2.2.4 Columna de desnitrificación de lecho fluidizado

En sistemas de desnitrificación con columna de lecho fluidizado, el agua residual pasa en flujo ascendente a través del lecho de medio fino, pudiendo ser éste de carbón activado o arena, a velocidades suficientes como para causar la fluidización del medio. Durante la operación el medio llega a ser completamente cubierto con la biomasa generada, causando un incremento de en el tamaño del medio.

En una columna sumergida empaquetada, un elevado crecimiento microbiano provoca una alta pérdida de carga, y una reducción en la eficiencia de remoción de nitrógeno (Benefield & Randall, 1980). Por esta razón se han desarrollado los sistemas de reactores de columna de lecho fluidizado debido a los suficientes espacios que se mantienen entre las partículas, con el fin de proveer un buen contacto con el líquido.

GRÁFICO 2.8: SISTEMA DE DESNITRIFICACIÓN CON LECHO FLUIDIZADO

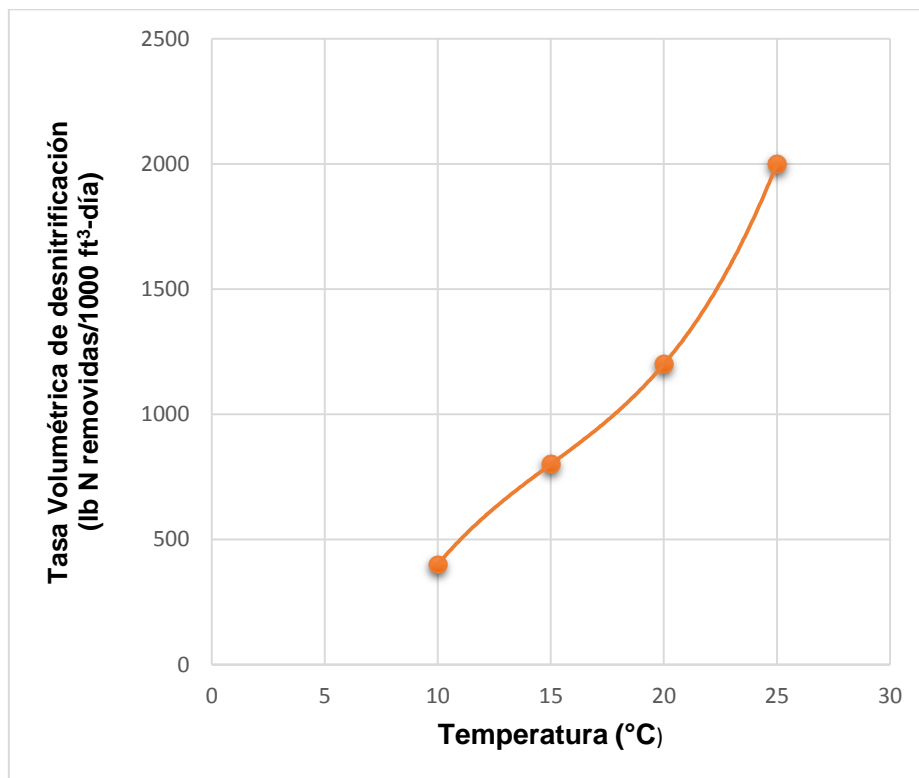


Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

Los sistemas biológicos de desnitrificación que utilizan las columnas de lecho fluidizado, alcanzan altas tasas de desnitrificación volumétricas, debido a que éstas presentan un elevado crecimiento y acumulación de la biomasa, en comparación con otros sistemas que utilizan también columnas con lechos.

Las columnas de lecho fluidizado presentan altas tasas de carga superficial; por esta razón, su aplicación es muy común (Benefield & Randall, 1980).

GRÁFICO 2.9: TASA DE DESNITRIFICACIÓN PARA COLUMNAS DE LECHO FLUIDIZADO.



Fuente: Brown & Caldwell, 1975.

Elaborado por: Joseph Sánchez

Durante la operación del sistema de desnitrificación mediante columna de lecho fluidizado, la biomasa generada progresivamente se va acumulando dentro del reactor. Como resultado del crecimiento biológico y acumulación de la biomasa dentro de la columna se incrementa el espesor de la cama fluidizada, y se provoca la pérdida del medio desde el sistema.

Esta pérdida del medio desde el sistema es continua, durante la operación del sistema. Para disminuir las pérdidas del medio en la columna, es necesario diseñar unidades de separación de arena (Benefield & Randall, 1980).

Si se requiere de efluentes de alta calidad, es decir, baja concentración de sólidos suspendidos, se requiere que el sistema tenga en su implementación unidades de filtración. Considerando la ventaja más importante del uso de camas de lecho fluidizado, como son las altas tasas volumétricas de desnitrificación; también se considera las desventajas de la implementación de unidades de separación de arena, clarificadores y de unidades de filtración (Metcalf & Eddy, 1972).

Estas desventajas no son aplicables para los sistemas que emplean camas de desnitrificación con medio fino de baja porosidad.

2.3.3 Ventajas y Desventajas de las tecnologías convencionales usadas en el proceso de desnitrificación

La tabla 2.7, presenta las principales ventajas de los sistemas convencionales que se emplean en la remoción de nitratos. Se presenta una evaluación comparativa entre el tipo de fuente de carbono o energía que recibe el sistema, pudiendo ser la fuente de carbono externa por ejemplo de metanol, de las aguas residuales, material carbonoso.

Es importante indicar que el metanol es el compuesto que más se utiliza para realizar el proceso de desnitrificación. También la fuente de carbono o energía puede ser endógena, esto debido a el decaimiento orgánico que sufren los microorganismos en el interior del reactor, o de la oxidación de carbono debido al proceso combinado de nitrificación-desnitrificación.

La tabla 2.8, presenta las principales desventajas que presentan los diferentes sistemas de desnitrificación empleados convencionalmente, además, se presenta un análisis comparativo de las tecnologías de desnitrificación que emplean reactores clasificados de acuerdo al tipo de crecimiento en el que se desarrolla la biomasa.

TABLA 2.7: VENTAJAS DE LOS SISTEMAS CONVENCIONALES DE DESNITRIFICACIÓN

Tipo de Sistema	Ventajas
Reactor de crecimiento suspendido con fuente de energía externa de metanol, con etapa de nitrificación.	Desnitrificación rápida; pequeñas estructuras requeridas; estabilidad de operación comprobada; pocas limitaciones en el tratamiento en secuencia; incorporación de etapa de oxidación del metanol en exceso fácil; cada proceso en el sistema puede ser optimizado por separado; alto nivel posible de remoción de nitrógeno.
Reactor de crecimiento adjunto con fuente de energía externa de metanol, con etapa de nitrificación.	Desnitrificación rápida; pequeñas estructuras requeridas; estabilidad de operación comprobada; la estabilidad no está vinculada con la presencia de microorganismos en el clarificador; pocas limitaciones en opciones de tratamiento en secuencia; alto nivel posible de remoción de nitrógeno; cada proceso puede ser optimizado por separado.
Reactor de crecimiento suspendido con fuente endógena de energía en el proceso combinado de nitrificación-desnitrificación con oxidación de carbón.	No requiere de metanol, menor cantidad de unidades requeridas por el proceso
Reactor de crecimiento adjunto usando agua residual como fuente de energía en el proceso de nitrificación-desnitrificación con oxidación de carbón.	No requiere de metanol, menor cantidad de unidades requeridas por el proceso.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

TABLA 2.8: DESVENTAJAS DE LOS SISTEMAS CONVENCIONALES DE DESNITRIFICACIÓN

Tipo de Sistema	Desventajas
Reactor de crecimiento suspendido con fuente de energía externa de metanol, con etapa de nitrificación.	Requiere de metanol; estabilidad de operación vinculada al retorno de la biomasa del clarificador; un alto número de unidades requeridas por el proceso de nitrificación-desnitrificación en comparación con los sistemas combinados.
Reactor de crecimiento adjunto con fuente de energía externa de metanol, con etapa de nitrificación.	Se requiere de metanol; compleja incorporación del proceso de oxidación del metanol en exceso; un alto número de unidades requeridas por el proceso de nitrificación-desnitrificación en comparación con los sistemas combinados.
Reactor de crecimiento suspendido con fuente endógena de energía en el proceso combinado de nitrificación-desnitrificación con oxidación de carbón.	Tasas de desnitrificación muy bajas; muy largas estructuras requeridas; baja remoción de nitratos comparada con el sistema que usa metanol; estabilidad de la operación vinculada al retorno de la biomasa del clarificador; tendencia al desarrollo del volumen de los lodos; secuencia de tratamiento para el nitrógeno y fósforo de limitada; no provee protección contra sustancias tóxicas derivadas de la desnitrificación; dificultad para optimizar los procesos de nitrificación y desnitrificación de manera separada.
Reactor de crecimiento adjunto usando agua residual como fuente de energía en el proceso de nitrificación-desnitrificación con oxidación de carbón.	Tasas de desnitrificación bajas; baja remoción de nitratos comparada con el sistema que usa metanol; estabilidad de la operación vinculada al retorno de la biomasa del clarificador; tendencia al desarrollo del volumen de los lodos; secuencia de tratamiento para el nitrógeno y fósforo de limitada; no provee protección contra sustancias tóxicas derivadas de la desnitrificación.

Fuente: Metcalf & Eddy, 1972.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

CAPÍTULO III

3 INVESTIGACIÓN DE LABORATORIO

En la siguiente sección se detalla la fase analítica, preliminar a la ejecución del presente proyecto, por lo que se considera como marco de referencia los datos obtenidos de la investigación de laboratorio, permitiendo realizar comparaciones entre las alternativas analizadas en el marco teórico del presente proyecto.

Este análisis comparativo permitirá escoger la opción que adecuadamente se ajuste al alcance y desarrollo del presente proyecto. La presente investigación presenta como nivel de referencia el nivel máximo de concentración de nitratos en el agua potable, que es el estándar de la EPA, este es de 10 miligramos por litro (o 10 ppm) (Environmental Protection Agency, 2012).

3.1 MODELOS DE LABORATORIO

Considerando la finalidad del presente proyecto de titulación de sustituir la fuente de carbono que se usa comúnmente para realizar el proceso de desnitrificación, se trabajarán con sistemas con fuente de carbono externo, excluyendo así, a los sistemas combinados de oxidación de carbón nitrificación-desnitrificación.

Se seleccionó reactores con medio de soporte de crecimiento adjunto debido a las ventajas relacionadas a la menor cantidad de sólidos suspendidos en el afluente, así como la facilidad de operación del sistema de manera separada frente a los reactores de crecimiento suspendido.

Por lo que para la presente investigación se consideró como modelo los sistemas separados con fuente externa de carbono de crecimiento adjunto, y de manera específica, reactores verticales con medio de alta porosidad sumergido.

Para la presente investigación se construyeron dos modelos similares funcionalmente, difiriendo en la fuente de carbono que se adiciona para que se

produzca el proceso de desnitrificación, uno de los sistemas trabajará con metanol, y el otro trabajará con una fuente orgánica de cáscara de arroz. Para el funcionamiento de los sistemas se requirió de bombas peristálticas para alimentar constantemente el sustrato al sistema.

La construcción de estos dos modelos similares, permitirá evaluar comparativamente el funcionamiento, desarrollo y eficiencia de este sistema de desnitrificación al diferir la fuente de carbono externa.

Los modelos de reactores construidos en el laboratorio se diseñaron con un volumen de 1 litro aproximadamente, este valor consideró el caudal máximo del presente estudio con el tiempo de retención utilizado con referencia a los datos bibliográficos (Antoine, 1974).

El caudal máximo de la presente investigación es de 7 ml/min que inicialmente era el más bajo que entregaba la bomba peristáltica y que debido a los bajos valores de eficiencia obtenidos a este caudal se convirtió en el extremo más alto de los caudales en el análisis del sistema.

Los modelos de reactores construidos en el laboratorio utilizaron como materiales de construcción recipientes plásticos transparentes a los cuales se los recubrió con papel aluminio para evitar el crecimiento de algas por la acción de la luz solar que incide a través del plástico transparente, también se envolvieron las tuberías conductoras de la alimentación, pues, presentaron crecimiento de algas por la acción fotosintética, esto especialmente en el afluente del sistema en general.

Se utilizó como material para distribuir uniformemente el flujo en el sistema dentro de los reactores y contenedores del material carbonoso grava fina, suficiente para cubrir una altura de 3.5 cm. El material que se utilizó como medio de soporte de la biomasa es tereftalato de polietileno, que es un material inerte.

Se utilizaron mangueras de neopreno para la conducción del agua nitrificada y con el material carbonoso en el sistema, las mangueras poseen en sus extremos mallas de plástico que impiden que estas se obstruyan con material sólido en las distintas fases del sistema de desnitrificación.

Se llenaron de lodo biológico preparado con anterioridad con la ayuda del profesor que dirige el presente proyecto, la cantidad de lodo añadido a los modelos de reactores se realizó en función del volumen de diseño propuesto inicialmente. Posteriormente a esta fase se arrancaron los sistemas para aclimatar y estabilizar la acción microbiana que se esperaba. Para el desarrollo de la investigación y obtención de datos del sistema de reactor anaerobio con medio de soporte de biopelícula, se procedió a variar el tiempo de retención hidráulico dentro del reactor.

La variación del tiempo de retención hidráulico se realizó a través del ajuste de la perilla de velocidad de flujo de la bomba peristáltica. Inicialmente la investigación trabajó con el mínimo caudal que entrega la bomba (7 ml/min), sin embargo, de acuerdo a los resultados obtenidos el flujo mínimo utilizado por la bomba era alto, pues no permitía obtener los valores de eficiencia analizados en la bibliografía (Suarez & Jácome, 2007), por lo que se realizó una recirculación entre el ingreso y salida de la bomba, así disminuyó el caudal que inicialmente entregaba la bomba, y de esta manera se incrementaron los tiempos de retención donde se alcanzaron valores de eficiencia esperados.

El volumen útil del reactor anaerobio para realizar la desnitrificación, es calculado a partir de un ensayo volumétrico de laboratorio. El ensayo volumétrico que se realizó en el presente análisis consideró un recipiente con un conocido volumen de agua, en el que posteriormente se añadió el material de soporte de crecimiento de la biomasa hasta cubrir la cantidad de agua presente en el recipiente, elevándose el volumen del agua con el material de soporte.

Al realizar esta prueba se puede obtener a través de una relación directa el volumen útil del reactor anaerobio que se utilizará en esta investigación.

3.2 SUSTRATO

Para el siguiente análisis se tomó en suma consideración el alcance y objetivo general del presente proyecto, por lo que se omitió desarrollar la fase práctica con el uso de aguas residuales crudas.

Sin embargo, se tomó como referencia la concentración de nitratos en las aguas residuales crudas domésticas con el objetivo de contaminar artificialmente con nitratos el agua que ingresa al sistema para su posterior tratamiento de desnitrificación. El rango de concentración de nitratos al ingreso del agua al sistema que se tomó como referencia es de 30 a 40 mg/L (Cuevas & Tejero, 2007), considerando un agua residual cruda.

El agua que se utilizó para realizar la mezcla con el compuesto nitrogenado y de esta manera nitrificarla, proviene del sistema de agua potable del Distrito Metropolitano de Quito.

Para su uso en el funcionamiento del sistema anaerobio de desnitrificación se deja airear el agua durante un periodo de tiempo de un día, esto para eliminar el cloro residual existente en el agua potable que es añadido para eliminar la actividad microbiológica presente en el agua de abastecimiento. La eliminación del cloro residual se realiza mediante la oxidación de este compuesto a través del oxígeno presente en el aire atmosférico.

Para el análisis presente se utilizó, nitrato de sodio, nitrato de potasio, y nitrato de plata, se descartó inmediatamente el nitrato de plata por la capacidad desinfectante, y bactericida que poseen las trazas de plata presentes en este compuesto (Pancorbo, 2009).

Las alternativas restantes de los compuestos químicos y sus características químicas para nitrificar el agua efluente al sistema se presentan en la Tabla 3.1, se consideró para el presente análisis una solución de 40 mg NO_3^-/L para cada compuesto químico disponible.

TABLA 3.1: CARACTERÍSTICAS DE LAS ALTERNATIVAS DE LOS COMPUESTOS QUÍMICOS PARA NITRIFICAR EL AGUA EFLUENTE AL SISTEMA.

Características	Unidades	Nitrato de Sodio (NaNO₃)	Nitrato de Potasio (KNO₃)
pH	-	6.98	6.87
Temperatura	°C	15.3	15.3
Pureza	%	99	99
Cantidad requerida por Litro de Solución	mg	55.39	65.81

Elaborado por: Joseph Sánchez.

La opción que se ajusta al alcance del presente proyecto de mejor manera es el compuesto de nitrato de sodio (NaNO₃), debido a que mantiene el valor del potencial hidrógeno más alto que el nitrato de potasio (KNO₃), además, la cantidad de compuesto por litro de agua que se requiere para nitrificarla es menor usando nitrato de sodio.

Se utilizará para el desarrollo de la presente investigación el compuesto nitrato de sodio; se considera sin embargo, que es una buena opción el uso de nitrato de potasio como sustituto del nitrato de sodio en relación con las características analizadas.

Para el análisis de la fuente de carbono externa, se tomó como referencia el sistema de desnitrificación con fuente de carbono externa de metanol, pues este sistema es el que se utiliza convencionalmente con mayor frecuencia, además de que la presente investigación pretende presentar una alternativa de sustitución del metanol como fuente de energía para la desnitrificación.

Para la presente investigación se presentan las características del metanol, también llamado alcohol metílico, metil alcohol, carbinol, hidroximetano, alcohol de madera; con fórmula química CH₄O. El metanol es un líquido incoloro, volátil e inflamable, cuando se encuentra en estado puro posee un ligero olor alcohólico (Ministerio del Ambiente de Colombia).

TABLA 3.2: CARACTERÍSTICA DEL METANOL

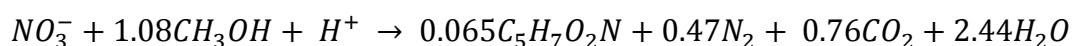
Características	Unidades	Valor
Peso Molecular	g/mol	32.04
Densidad	kg/m ³	791.80
Punto de ebullición	°C	67.4; 760 mmHg
Punto de Fusión	°C	-97.8
Presión de Vapor	mmHg	92; 20°C 126; 25°C 160; 30°C
Densidad del Vapor	Aire=1	1.11
Log Kow		-0.67
Límites de Inflamabilidad	%vol	5.5-44
Temperatura de Auto Ignición	°C	470
Punto de Inflamación	°C	15.6; copa abierta 12.2; copa cerrada

Fuente: Ministerio de Ambiente de Colombia, 2009.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

El metanol es la fuente externa de carbono para realizar la desnitrificación en sistemas biológicos, por lo que para el presente proyecto se requiere conocer la cantidad de metanol que se requiere para realizar el proceso de desnitrificación teóricamente.

La cantidad de metanol que se requiere para realizar adecuadamente el proceso de desnitrificación está basado en los estudios de laboratorio que McCarty, 1969, desarrolló a través de la siguiente ecuación empírica que describe la reacción general de remoción de nitrato (Metcalf & Eddy, 1972).

Ecuación empírica general de remoción de nitrato:



Cantidad requerida de metanol para la desnitrificación:

Para el cálculo estequiométrico se tomó la concentración de nitratos en el agua residual cruda que se consideró en el presente trabajo de 40 mg NO₃⁻/L, se procede:

$$\frac{40 \text{ mg NO}_3^-}{L} \times \frac{1 \text{ mol NO}_3^-}{62 \text{ mg NO}_3^-} \times \frac{1.08 \text{ moles CH}_3\text{OH}}{1 \text{ mol NO}_3^-} \times \frac{32.04 \text{ mg CH}_3\text{OH}}{1 \text{ mol CH}_3\text{OH}}$$

$$\text{Cantidad másica de metanol requerida} = \frac{22.32 \text{ mg CH}_3\text{OH}}{L}$$

Se requiere de 22.32 mg de metanol por cada litro de alimentación, considerando que el metanol está en estado líquido se utiliza la densidad de éste para expresar el volumen requerido de metanol por cada litro de agua que ingresa al sistema.

$$\text{Volumen requerido} = \frac{22.32 \text{ mg metanol}}{L} \times \frac{1 \text{ kg metanol}}{10^6 \text{ mg metanol}} \times \frac{10^6 \text{ ml metanol}}{791.80 \text{ kg metanol}}$$

$$\text{Volumen requerido} = \frac{0.028 \text{ ml metanol}}{L}$$

Se requiere de 0.028 ml de metanol por cada litro de agua alimentada al sistema para que se realice de manera adecuada el proceso de desnitrificación. En base al volumen requerido de metanol para el presente proyecto se detalla las características que posee la solución agua con el metanol, esto servirá para modelar la cantidad de materia orgánica que se requiere para el funcionamiento del sistema de desnitrificación con fuente externa de energía de cáscara de arroz.

TABLA 3.3: CARACTERÍSTICAS DE LA SOLUCIÓN AGUA-METANOL.

Característica	Unidad	Valor
pH	-	7.02
Demanda Química de Oxígeno	mg DQO/L	70
Temperatura	°C	16

Elaborado por: Joseph Sánchez.

El parámetro de la Demanda Química de Oxígeno, derivado de la de alimentación de metanol y agua hacia sistema de desnitrificación con fuente de energía externa de metanol, permitirá modelar la cantidad de material orgánico en el sistema de desnitrificación con fuente de energía externa de cáscara de arroz.

Para lo cual se realizaron distintas pruebas que relacionaron los volúmenes de los envases llenos de materia orgánica (cáscara de arroz) y a los datos de la DQO de cada uno.

TABLA 3.4: VALORES PROMEDIO DE DQO OBTENIDOS A DIFERENTES VOLÚMENES DE MATERIA ORGÁNICA.

Orden	Volumen del recipiente con la materia orgánica	DQO obtenido
	L	mg DQO/L
1	19	1511
2	6	562.3
3	4	160.8
4	3	65

Elaborado por: Joseph Sánchez.

De acuerdo a la investigación realizada el que mejor se acerca a la demanda química de oxígeno referencial es el recipiente con un volumen de 3 litros, siendo el valor de DQO de 65 mg/L; cabe indicar que el valor referencial es de 70 mg/l que corresponde a la solución de metanol con el agua.

Por lo tanto durante el desarrollo de la presente investigación se trabajará con un recipiente de 3 litros de capacidad que genera un valor similar de DQO al sistema de desnitrificación de referencia.

3.3 PARÁMETROS DE CONTROL

Los parámetros que se consideran en la siguiente sección permitirán desarrollar un análisis comparativo entre los dos modelos que poseen distinta fuente externa de carbono en su funcionamiento, así como también, la eficiencia obtenida con cada uno de los modelos de laboratorio diseñados.

Los parámetros de control considerados más importantes en el proceso de desnitrificación son: la temperatura, concentración de nitratos, demanda química de oxígeno soluble, potencial hidrógeno tanto en el afluente como en el efluente (Suarez & Jácome, 2007).

3.3.1 Temperatura

El proceso de remoción anaerobio de nitratos se encuentra relacionado a la temperatura, el efecto que produce la temperatura sobre la cinética del proceso de desnitrificación se detalla con la función de Arrhenius (Suarez & Jácome, 2007):

$$r_{T_1} = r_{T_2} \times \theta^{(T_1 - T_2)} \quad (3:1)$$

donde,

r_{T_1} = velocidad de desnitrificación a la temperatura T_1 , kg N. kg SSV⁻¹. d⁻¹

r_{T_2} = velocidad de desnitrificación a la temperatura T_2 , kg N. kg SSV⁻¹. d⁻¹

θ = factor de corrección de temperatura.

En el proceso de desnitrificación, el factor de corrección de la temperatura no se encuentra afectado por las condiciones de operación como es el caso de la nitrificación, debido a esto se puede utilizar con mayor certeza los valores descritos por la bibliografía (Carrera).

En las tablas 3.5 se detalla el factor de corrección de la temperatura en función del tipo de sistema con el que se está trabajando. En la tabla 3.6 se detalla el factor de corrección de la temperatura en función del tipo de fuente de carbono con el que funciona el sistema de desnitrificación.

TABLA 3.5: FACTOR DE CORRECCIÓN DE LA TEMPERATURA PARA EL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN DE ACUERDO AL SISTEMA.

Sistema	Rango de Temperaturas (°C)	Factor de corrección Temperatura
Lodos activos con nitrificación y desnitrificación sin separación de biomasa	7-17	1.06
	2-7	1.30
Lodos activos desnitrificantes	10-25	1.09
	6-10	1.33

Fuente: Suarez & Jácome, 2007.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

TABLA 3.6: FACTOR DE CORRECCIÓN DE LA TEMPERATURA PARA EL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN DE ACUERDO A LA FUENTE DE CARBONO EXTERNO.

Fuente de Carbono Externo	Rango de Temperaturas (°C)	$r_T(20^\circ\text{C})$ kg N-NO ₃ / kg de SSV.día	Factor de corrección Temperatura
Metanol	10-25	0.24	1.12
Aguas Residuales Brutas	5-20	0.072	1.15
Sustancias de reserva endógenas	15-25	0.01	1.20

Fuente: Suarez & Jácome, 2007.
Elaborado por: Joseph Sánchez.

El rango de temperatura óptimo para que se realice el proceso de la desnitrificación adecuadamente es de 10°C a 25 °C (Suarez & Jácome, 2007). La temperatura de trabajo fue la del ambiente, entre los 17 y 25 °C. La comprobación

de este parámetro se la realizó a través del potenciómetro marca Thermo Orion modelo 410^a 110 VAC, que se utilizó para la medición de pH del presente proyecto.

3.3.2 Nitratos (NO_3^-)

Para el análisis de nitratos se utilizó el método de reducción de cadmio que consiste en que los nitratos son reducidos a nitritos por el cadmio metálico, el nitrito reacciona con el ácido sulfanílico ($\text{C}_6\text{H}_7\text{NO}_3\text{S}$) en medio ácido para producir una sal intermedia de diazonio; la combinación de la sal con el ácido genticónico ($\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_4$) genera un color ámbar (American Public Health Association, 2012).

El método es propuesto por el Standar Methods, APHA 2000, como 4500 NO_3^- E. La medición se la realizó en un espectrofotómetro marca Hach serie DR 2800 (Hach, 2007), en los programas almacenados a una longitud de onda de 500 nm. El procedimiento propuesto para la medición de acuerdo al método 8039 del manual de procedimientos del espectrofotómetro Hach 2800 basado en el método del Standar Methods mencionado.

Primero seleccionar la opción de PROGRAMAS ALMACENADOS del espectrofotómetro, luego seleccionar el parámetro a medir en este caso 355 N, NITRATOS RANGO ALTO. Posteriormente se pone la muestra filtrada en la celda de 10 ml que viene con el espectrofotómetro, se vierte el contenido del reactivo en sobre NitraVer 5 Nitrate Reagent en la celda con la muestra y se tapa, se procede a agitar con fuerza la celda con el reactivo y muestra durante un minuto. Después de agitar la muestra se debe dejar inmóvil la celda durante cinco minutos para que se produzca la reacción y así se genere el cambio de color en la muestra; de manera adjunta se deberá preparar un blanco, que se preparará solo con la muestra filtrada en una celda de 10 ml. Se procede a insertar la celda con el blanco en el espectrofotómetro y se encera el equipo, posteriormente después de culminados los cinco minutos se coloca la muestra preparada con el reactivo y se presiona la opción de LEER del equipo. Los datos obtenidos se recolectan como $\text{mg NO}_3^-/\text{L}$.

3.3.3 Demanda química de oxígeno (DQO)

Para el análisis de la Demanda Química de Oxígeno se utilizó el método propuesto por el Standar Methods, APHA 1997, descrito como 5220 Demanda Química de Oxígeno DQO D. Este método es la base del procedimiento propuesto por el manual de procedimientos del espectrofotómetro Hach DR 2800 (Hach, 2007), que se describe como el método 8000, método del reactor de digestión para rango alto y rango bajo. Adicionalmente se utilizan viales preparados comerciales de rango medio, es decir, de 0-1500 mg/L. Para la presente investigación se procedió a medir la DQO soluble, es decir la muestra tomada es previamente filtrada antes de realizar el proceso de medición correspondiente.

El procedimiento es, primero encender el reactor DRB200, y precalentarlo a 150 °C; homogenizar la muestra y filtrar, posteriormente colocarla en un recipiente limpio. Abrir un vial de ensayo de DQO y depositar en él 2 ml de la muestra filtrada y homogenizada, además consecutivamente con este procedimiento se debe preparar el blanco que es la adición de 2 ml de agua destilada en otro vial de ensayo de DQO. Cerrar los viales de DQO y agitarlos varias veces, se debe tener cuidado pues se calienta el vial al momento de agitar.

Después de que el reactor se ha calentado a 150 °C se colocan los viales durante dos horas a ese nivel de temperatura. Posteriormente a las dos horas de digestión se deberá apagar el reactor y esperar durante veinte minutos hasta que la temperatura descienda, luego se agitan los viales para mezclar su contenido, y se los deja reposar hasta que tengan la misma temperatura ambiente, se limpian los viales para realizar una buena medición.

Se selecciona en el espectrofotómetro Hatch DR 2800 PROGRAMAS ALMACENADOS, se busca el programa 435 DQO HR (rango alto) y se encera el equipo inicialmente CERO con el vial que contiene el blanco, posteriormente se inserta el vial con la muestra de ensayo y se mide LEER. Los resultados de mg/L de DQO se definen como los mg de O₂ consumidos por litro de muestra. En este método la muestra se calentó durante dos horas con un agente oxidante fuerte, dicromato de potasio. Los compuestos orgánicos oxidables reaccionan

reduciendo el ión dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) a ión crómico verde (Cr^{3+}). Cuando se utiliza el método colorimétrico de rango 3-150 mg/L, se determina la cantidad de Cr^{6+} restante.

Cuando se utiliza el método colorimétrico de rango 20-1500 mg/L, se cuantifica la cantidad de Cr^{3+} producido. El reactivo para la determinación de DQO contiene iones de plata y de mercurio, la plata actúa como un catalizador, y el mercurio se utiliza para evitar las interferencias por cloruros complejos. De acuerdo al rango de análisis se ajustará la longitud de onda de trabajo, para un rango de 3-150 mg/L de DQO se utiliza 420 nm de longitud de onda, para un rango de 20-1500 mg/L de DQO se utiliza 620 nm de longitud de onda.

3.3.4 Potencial Hidrógeno (pH)

De la evidencia comprobada y aceptada, el rango óptimo de pH es aproximadamente entre 6.5 y 7.5, y la condición óptima es alrededor de 7.0 (Metcalf & Eddy, 1972). Es importante mencionar que el proceso de desnitrificación incrementa la alcalinidad y, como consecuencia, sube el pH (Suarez & Jácome, 2007). Los valores del pH medidos durante el funcionamiento de los sistemas de reactores anaerobios de biopelícula con medio de soporte con fuente de carbono externa, se obtuvieron a través de un potenciómetro marca Thermo Orion modelo 410^a 110 VAC. Preliminarmente a la medición del pH se calibra el equipo potenciómetro con soluciones buffer marca Fisher Scientific de pH $4,00 \pm 0.02$, pH $7,00 \pm 0.02$ y pH $10,00 \pm 0.02$ a 20 °C. El equipo tiene un nivel de sensibilidad de ± 0.01 mV.

3.3.5 Sólidos totales, fijos y volátiles

Se utilizó el método para sólidos del Standar Methods 2540 B, APHA 1992. Se coloca en la estufa a una temperatura de 105°C durante dos horas, el lodo obtenido del lavado del material de soporte del interior del reactor anaerobio de volumen de un litro en un vaso de precipitación de peso conocido.

La diferencia de pesos entre el material sólido secado y el recipiente sin muestra, relacionado al volumen de la muestra, es el resultado de los sólidos totales. Los sólidos volátiles son calculados por la disminución del peso de los sólidos totales, después de ser calcinados durante media hora a 550°C (American Public Health Association, 2012).

CAPÍTULO IV

4 METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

A continuación se presenta en detalle la modelación y aspectos técnicos que se consideraron en la construcción de los modelos de laboratorio, como son los reactores anaerobios de biopelícula con material de soporte con fuente externa de carbono.

El diseño del presente trabajo de investigación se realizó bajo el contexto investigativo a escala de laboratorio, por lo que se utilizaron equipos y herramientas acorde a la escala de diseño y capacidad de la maquinaria utilizada durante el funcionamiento de los sistemas de desnitrificación.

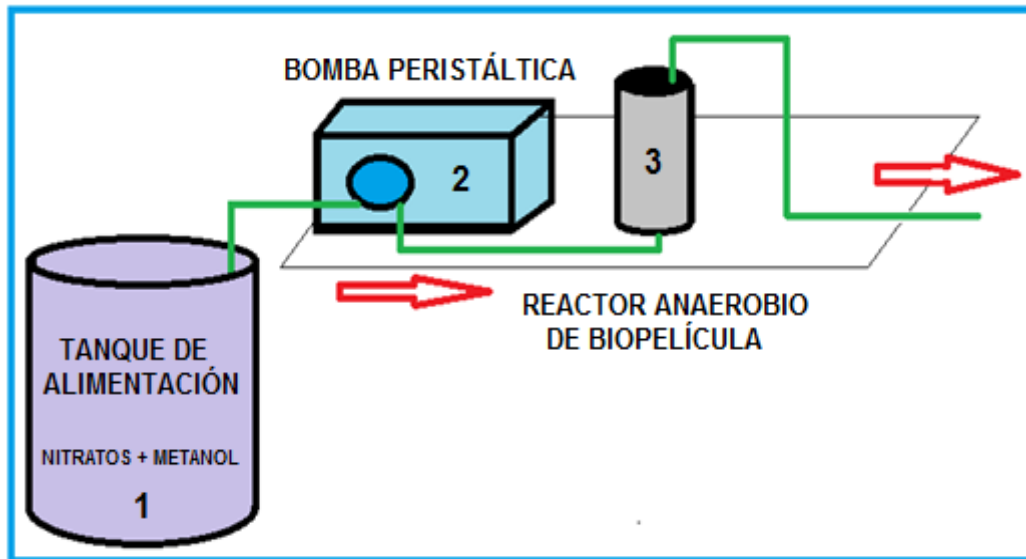
Los criterios obtenidos para el diseño, construcción, y modificación de los modelos de reactores provienen del marco teórico analizado, de la experiencia adquirida durante el funcionamiento del sistema de desnitrificación, y de la experiencia adquirida por el docente a cargo del presente proyecto.

4.1 REACTOR OPERADO CON METANOL COMO FUENTE DE ENERGÍA

El reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte inundado con metanol como fuente externa de energía, es alimentado constantemente con agua con una concentración aproximada de 40 mg NO_3^-/L a un caudal constante a través de una bomba peristáltica marca ANKO MITYFLEX SERIE 913.

El metanol que se añade al sistema anaerobio para generar el proceso de desnitrificación es mezclado con el agua en el tanque de alimentación.

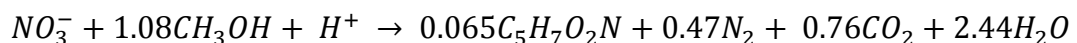
GRÁFICO 4.1: SISTEMA DE DESNITRIFICACIÓN CON FUENTE DE ENERGÍA EXTERNA DE METANOL.



Elaborado por: Joseph Sánchez

La cantidad de metanol que se requiere para realizar adecuadamente el proceso de desnitrificación está basado en los estudios de laboratorio que McCarty desarrolló a través de la siguiente ecuación empírica que describe la reacción general de remoción de nitrato (Metcalf & Eddy, 1972).

Ecuación empírica general de remoción de nitrato:



El agua que se utiliza para mezclar con el compuesto nitrato de sodio y el metanol, cuya mezcla se alimenta al reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte inundado con fuente externa de energía como el metanol, proviene de la red de agua potable del Distrito Metropolitano de Quito, por lo que, la concentración de nitritos en el agua es de 0 mg/L; considerando este dato el único compuesto nitrogenado en el agua de alimentación es el nitrato, por lo cual, la cantidad de metanol requerida por el sistema puede ser calculada a partir del cálculo estequiométrico considerando como base la ecuación empírica química presentada.

La cantidad requerida de metanol a través del cálculo estequiométrico es de 1.8 mg de metanol por cada mg de nitrato. Adicionalmente, de la bibliografía analizada indica de manera empírica que el aporte de carbono como fuente externa de energía como por ejemplo el metanol a la zona de desnitrificación del reactor es del orden de 2 a 3 mg de metanol por cada mg de nitrato (Suarez & Jácome, 2007).

El reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte funciona verticalmente con flujo ascendente, el reactor posee en su base una capa de aproximadamente de 3.5 cm de grava fina, permitiendo que el flujo se distribuya uniformemente en el interior del reactor; posteriormente se encuentra una capa que constituye el medio de soporte de la biomasa constituida por material inerte, este material inerte es plástico de manera específica es tereftalato de polietileno, que ha sido cortado de manera uniforme para facilitar el cálculo de la superficie específica dentro del reactor.

La capa que constituye el medio de soporte del reactor está contenida en un volumen de un litro, que es el volumen de diseño del reactor, es decir la capa de grava fina no se considera en el volumen del reactor. En la parte superior del reactor se realizó un agujero de 3 mm de diámetro para el ingreso de la manguera hasta el fondo y para evacuar el gas generado por el proceso de la desnitrificación.

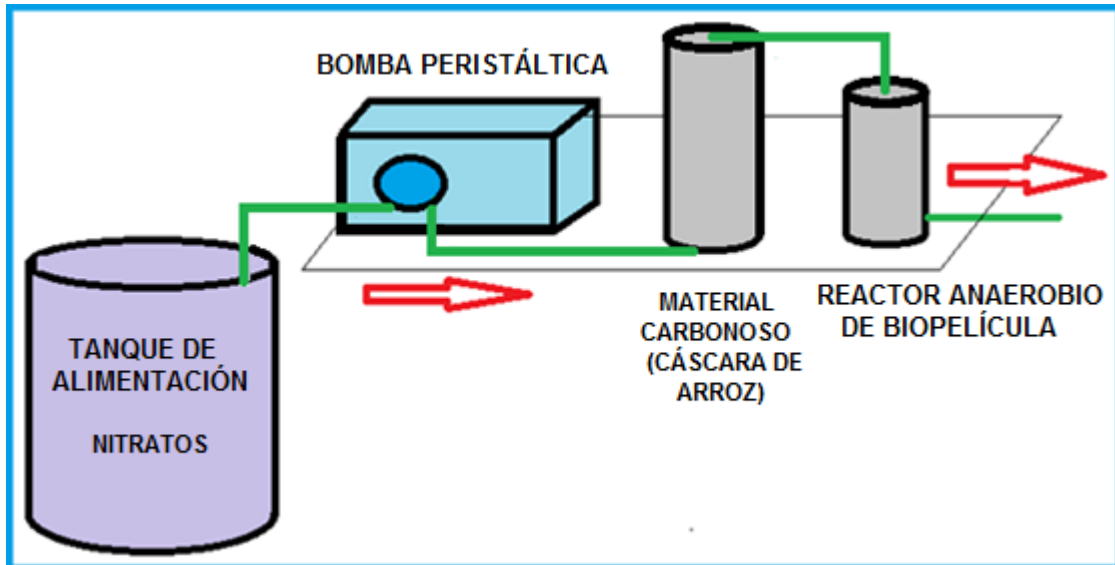
TABLA 4.1: DIMENSIONES DEL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE EXTERNA DE CARBONO DE METANOL.

Magnitud	Unidades	Valor
Diámetro del Reactor	cm	12
Altura de la grava fina	cm	3.5
Altura del medio de soporte	cm	8.9
Volumen Total del Reactor	L	1
Área Específica	m ² /m ³	960
Volumen Útil del Reactor	L	0.91

Elaborado por: Joseph Sánchez.

4.2 REACTOR OPERADO CON LA CÁSCARA DE ARROZ COMO FUENTE DE ENERGÍA.

GRÁFICO 4.2: SISTEMA DE DESNITRIFICACIÓN CON FUENTE DE ENERGÍA EXTERNA DE CÁSCARA DE ARROZ.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

Para la operación del reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte inundado con fuente externa de energía como la cáscara del arroz, se necesitó la implementación de un recipiente preliminar al reactor que contenga el material de carbono, la cáscara de arroz, para lo que se probaron distintos volúmenes de envases en función a la DQO del efluente de estos.

La DQO esperada debía ser similar al valor de la DQO obtenida por el reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte inundado con fuente externa de energía de metanol.

Este recipiente tiene un flujo ascendente a través de una capa de grava fina para distribuir uniformemente el flujo a través del material carbonoso, después de esta capa de grava fina se encuentra la columna con el material carbonoso (cáscara de arroz) y posteriormente la salida del agua nitrificada enriquecida con el material carbonoso disuelto que se dirige hacia el reactor. Todo el sistema trabaja a un caudal constante a través de una bomba peristáltica marca ANKO MITYFLEX SERIE 913.

TABLA 4.2: DIMENSIONES DEL ENVASE CONTENEDOR DEL MATERIAL CARBONOSO.

Magnitud	Unidades	Valor
Diámetro del Reactor	cm	14
Altura de la grava fina	cm	3.5
Altura del material carbonoso	cm	16
Volumen del recipiente	L	3

Elaborado por: Joseph Sánchez.

El reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte inundado con fuente externa de energía de cáscara de arroz, fue construido inicialmente con funcionamiento con flujo ascendente, manteniendo las mismas características del reactor anaerobio con fuente externa de energía de metanol.

Un obstáculo del normal funcionamiento en este sistema es la acumulación de gas dentro del reactor que ejerce presión sobre el flujo de ingreso del agua nitrificada con el material carbonoso, impidiendo así el ingreso del flujo al reactor que se realiza por acción de la gravedad desde el recipiente que contenía el material carbonoso hacia el reactor desnitrificante. Debido a este impedimento, se realizó una modificación en el reactor con fuente externa de carbono de cáscara de arroz.

La modificación se realizó en el tipo de flujo de alimentación al reactor, inicialmente el flujo se realizó ascendente con la salida del afluente en la parte superior, con la modificación el flujo cambia a ser descendente con la salida del afluente en la parte inferior, eliminándose de esta manera la capa de grava fina que era utilizada para uniformizar el flujo en el reactor.

La capa que constituye el medio de soporte es plástico tereftalato de polietileno cortado de manera uniforme para realizar de mejor manera el cálculo de la superficie específica.

TABLA 4.3: DIMENSIONES DEL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE EXTERNA DE CARBONO DE CÁSCARA DE ARROZ.

Magnitud	Unidades	Valor
Diámetro del Reactor	cm	12
Altura del medio de soporte	cm	8.9
Volumen Total del Reactor	L	1
Área Específica	m ² /m ³	1075.95
Volumen Útil del Reactor	L	0.91

Elaborado por: Joseph Sánchez.

4.3 VARIACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN

El tiempo de retención de funcionamiento para los reactores anaerobios con medio de soporte con biomasa de fuente externa de carbono, es el mismo para ambos sistemas. La variación del tiempo de retención hidráulico está en relación directa con el caudal de alimentación al sistema, como se explicó en secciones anteriores se inició el funcionamiento con el mínimo caudal que entregaba la bomba peristáltica, sin embargo las eficiencias no eran las esperadas. Al implementar una recirculación entre el ingreso y salida de la bomba peristáltica, disminuyó el caudal de ingreso al sistema, logrando alcanzar caudales más bajos y tiempos de retención hidráulicos más altos.

En función de este análisis se recolectó la información y se calcularon las eficiencias alcanzadas. Se optó por determinar uno de los extremos de la presente investigación, siendo el caudal de 7 ml/min y un tiempo de retención de 2.38 horas, donde la eficiencia no era aún la esperada, a continuación se ajustó a menores caudales para evaluar el tiempo retención y la eficiencia, el otro extremo que se encontró del análisis fue donde el valor de las eficiencias eran de 100%, es decir, un caudal de 2 ml/min y un tiempo de retención de 8.33 horas. El rango que se consideró en el presente proyecto fue de tiempo de retención de 2.38 a 8.33 horas y de caudal desde 7 ml/min hasta 2 ml/min.

El período de funcionamiento, es la duración en la que el sistema de desnitrificación funciona en un mismo tiempo de retención hidráulico y caudal. En el arranque del reactor, al caudal inicial de 7 ml/min, se utilizó el período más largo, pues se esperaba que se realice la aclimatación y estabilización de los microorganismos al nuevo medio.

TABLA 4.4: CAUDALES Y TIEMPOS DE RETENCIÓN DE FUNCIONAMIENTO.

Orden	Tiempo de Retención	Caudal	Período de funcionamiento
	h	ml/min	d
1	2.38	7	55
2	5.56	3	17
3	6.67	2.5	19
4	8.33	2	21

Elaborado por: Joseph Sánchez.

4.4 VARIACIÓN DE LA CARGA VOLUMÉTRICA (L_v)

La carga volumétrica es un parámetro que permite evaluar el comportamiento del reactor anaerobio de biopelícula con medio de soporte con fuente externa de carbono, la carga volumétrica relaciona el caudal del sistema, la concentración de nitratos en el efluente con el volumen del reactor. La expresión que describe este parámetro es:

$$L_v = \frac{Q * [NO_3^-]}{V} \quad (4:1)$$

donde,

Q = caudal del sistema, ml/min

[NO₃⁻] = concentración de nitratos, mg NO₃⁻/L

V = volumen del reactor anaerobio de biopelícula, L

CAPÍTULO V

5 ANÁLISIS DE RESULTADOS

En la presente sección se detallan y analizan los resultados obtenidos de la puesta en marcha de los reactores anaerobios de biopelícula con medio de soporte con fuente de energía externa, y de esta manera compararlos y presentar una alternativa en el contexto ecuatoriano de sustitución para los sistemas comunes de desnitrificación.

Se analizará a continuación los valores de eficiencias alcanzadas por los sistemas de desnitrificación investigados, estos valores se analizan en relación al tiempo de retención hidráulico en los que se determinó su estudio, cabe indicar que ambos sistemas tanto el que tiene como fuente de energía el metanol como el de la cáscara de arroz trabajaron simultáneamente a condiciones similares para de esta manera evaluar su funcionamiento y desarrollo en el proceso de desnitrificación. A continuación se presenta el análisis de los resultados por cada modelo de reactor diseñado.

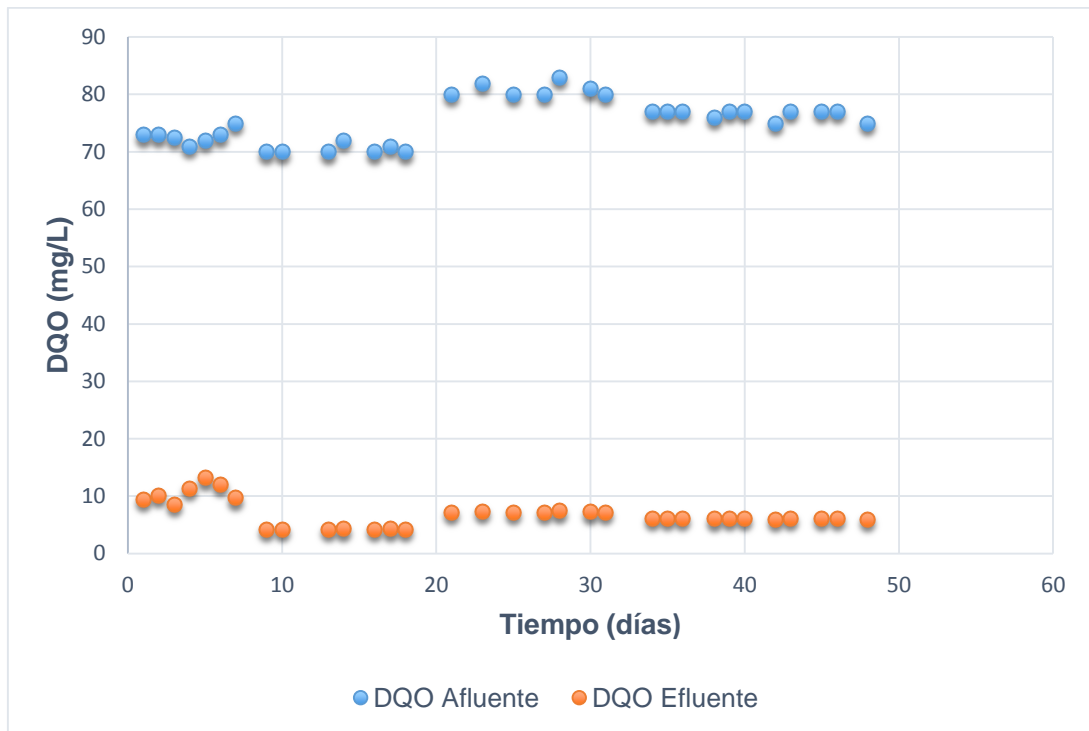
5.1 REACTOR OPERADO CON METANOL COMO FUENTE DE ENERGÍA

El tiempo que operación del reactor con fuente de energía de metanol fue de 112 días, el reactor operó de manera continua omitiendo aquellos días en los que se necesitó realizar mantenimiento en el sistema.

La cantidad de metanol añadido al sistema durante el período de operación se encontró en un rango entre 0.1 a 0.14 ml de metanol por litro de agua nitrificada, este valor se realizó en función del cálculo estequiométrico analizado en secciones anteriores. En función de este análisis los valores de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) estuvieron en un rango de 70 a 83 mg DQO/L, teniendo un valor promedio de 75.32 mg DQO/L durante la operación. La

alimentación de fuente de carbono se mantuvo relativamente constante durante toda la investigación, con variaciones dentro del rango especificado inicialmente.

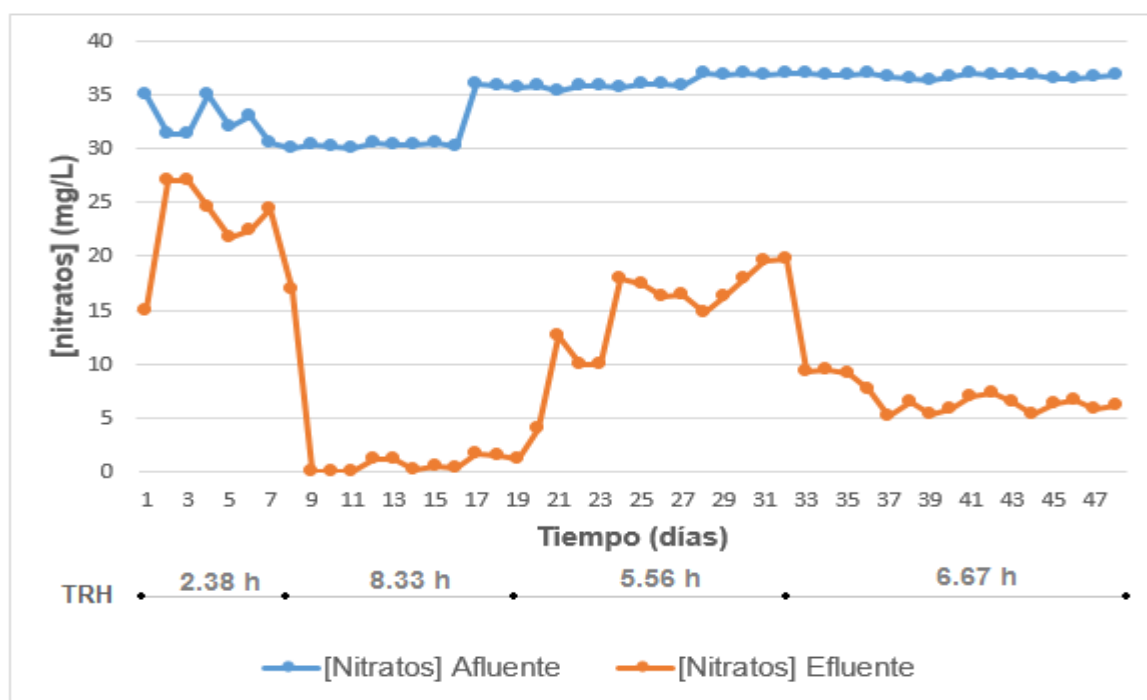
GRÁFICO 5.1: DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE DURANTE EL TIEMPO DE ANÁLISIS DEL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE EXTERNA DE CARBONO DE METANOL.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

La concentración de nitratos (NO_3^-) en el agua de alimentación hacia el reactor se calculó estequiométricamente de 40 mg NO_3^-/L ; sin embargo en la práctica se mantuvo dentro de un rango de 30 a 37 mg NO_3^-/L y un valor promedio de 34.74 mg NO_3^-/L , esto puede atribuirse a la presencia de microorganismos en el ambiente y en los recipientes que de manera natural realizaban la desnitrificación (Zumft, 1997), pues se conoce que uno de los principales nutrientes de crecimiento microbiológico es el nitrógeno (Delwiche, 1982).

GRÁFICO 5.2: CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE DURANTE EL TIEMPO DE ANÁLISIS EN EL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE DE CARBONO EXTERNA DE METANOL.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

La concentración de nitratos en el efluente del sistema de desnitrificación tiene un rango de 0 a 27 mg NO_3^-/L , siendo el valor promedio durante todo el funcionamiento del sistema de 10.38 mg NO_3^-/L . El valor más alto del rango de valores de concentración de nitratos en el efluente corresponde al mínimo tiempo de retención hidráulico ocupado en el presente proyecto, de 2.38 horas, con el caudal más alto de 7 ml/min. De la misma manera el valor más bajo del rango de concentración de nitratos en el efluente, corresponde al mayor tiempo de retención utilizado en el sistema de 8.33 horas, con el valor del caudal más bajo de 2 ml/min.

La remoción de nitrato del agua que se alimenta al sistema está directamente relacionado al tiempo de retención hidráulico dentro del reactor de biopelícula, por lo que a mayor tiempo de retención se obtuvieron mayores valores de eficiencia.

El tiempo de retención hidráulico está en relación inversa al valor del caudal. El tiempo de retención hidráulico se controla a partir del ajuste de caudal en la bomba peristáltica que se utilizó en el presente estudio.

El presente análisis tiene como nivel de referencia para agua potable el valor indicado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), que es de 10 mg por litro (o 10 partes por millón) (Environmental Protection Agency, 2012).

El rango de eficiencias de remoción de nitratos obtenidas del presente trabajo de investigación es como mínimo de 13.74% a un tiempo de retención hidráulico de 2.38 horas, a un máximo de 100% a un tiempo de retención hidráulico de 8.3 horas, con un valor promedio de eficiencia general del reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol de 70.69%.

En promedio la concentración de nitratos en el efluente a un tiempo de retención hidráulico de 2.38 horas es de 23.14 mg NO₃⁻/L, con una eficiencia promedio de 28.47%; a un tiempo de retención hidráulico de 5.56 horas es de 14.84 mg NO₃⁻/L, con una eficiencia promedio de 59.14%; a un tiempo de retención de 6.67 horas es de 6.82 mg NO₃⁻/L, con una eficiencia promedio de remoción de 81.46%; y para un tiempo de retención hidráulico de 8.33 horas es de 2.21 mg NO₃⁻/L, con una eficiencia promedio de remoción de 93.46%. A continuación en la tabla 5.1, se presenta el resumen de concentración de nitratos en el efluente y las eficiencias de remoción de nitratos en el efluente.

TABLA 5.1: VALORES PROMEDIO DE CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL EFLUENTE Y DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN EN RELACIÓN AL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tiempo de Retención Hidráulico	Caudal	[NO₃⁻] efluente	Eficiencia
h	ml/min	mg/L	%
2.38	7	23.14	28.47
5.56	3	14.84	59.14
6.67	2.5	6.82	81.46
8.33	2	2.21	93.46

Elaborado por: Joseph Sánchez.

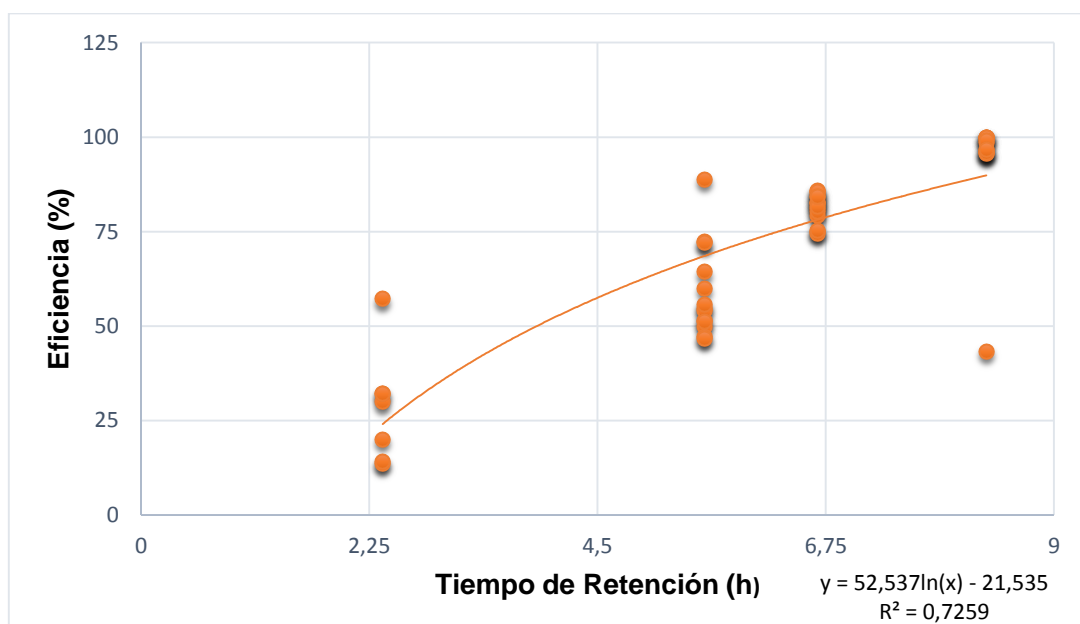
Tomando el nivel de referencia de la EPA para agua potable, los tiempos de retención hidráulico que cumplen son a partir de 6.67 horas, con una eficiencia de 81.46%.

La curva de eficiencia de la desnitrificación, construida a partir de los datos de concentración de nitratos en el efluente, permite evaluar de qué modo el sistema de desnitrificación está trabajando, además, se puede indicar que la remoción de nitratos en el sistema alimentado por metanol en función del tiempo de retención se ajuste de manera adecuada a una curva logarítmica.

$$\text{Eficiencia (\%)} = 52.537 \ln(\text{Tiempo de Retención}) - 21.535 \quad (5:1)$$

De la expresión logarítmica generada, se obtiene la eficiencia expresada en porcentaje, en función del tiempo de retención hidráulico expresado en horas, la ecuación logarítmica detalla una trayectoria ascendente de la curva, cuanto mayor es el tiempo de retención hidráulico en el sistema de desnitrificación.

GRÁFICO 5.3: EFICIENCIA DE DESNITRIFICACIÓN PARA EL REACTOR CON FUENTE DE CARBONO DE METANOL VS. TIEMPO DE RETENCIÓN.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

El parámetro de carga volumétrica como se indicó en secciones anteriores tiene como variables el caudal y concentración de manera directamente proporcional y el volumen de manera inversa.

Como el caudal es el único parámetro que cambió, pues el análisis presente está en función del tiempo de retención, el caudal influye en la investigación de manera directa al parámetro de carga volumétrica.

Al ser la eficiencia de remoción de nitrato inversamente proporcional al caudal, la carga volumétrica también lo es, obedeciendo a una curva logarítmica.

El parámetro de carga volumétrica presenta un rango de valores de 0.06 a 0.21 $\text{mgNO}_3^-/\text{min.L}$, a tiempos de retención hidráulicos de 8.33 horas y 2.38 horas respectivamente, teniendo un valor promedio general de funcionamiento de 0.11 $\text{mgNO}_3^-/\text{min.L}$.

La carga volumétrica es inversa al tiempo de retención hidráulico. La curva logarítmica que se genera es de la siguiente manera:

$$\text{Eficiencia (\%)} = -51.68 \ln (\text{Carga Volumétrica}) - 29.471 \quad (5:2)$$

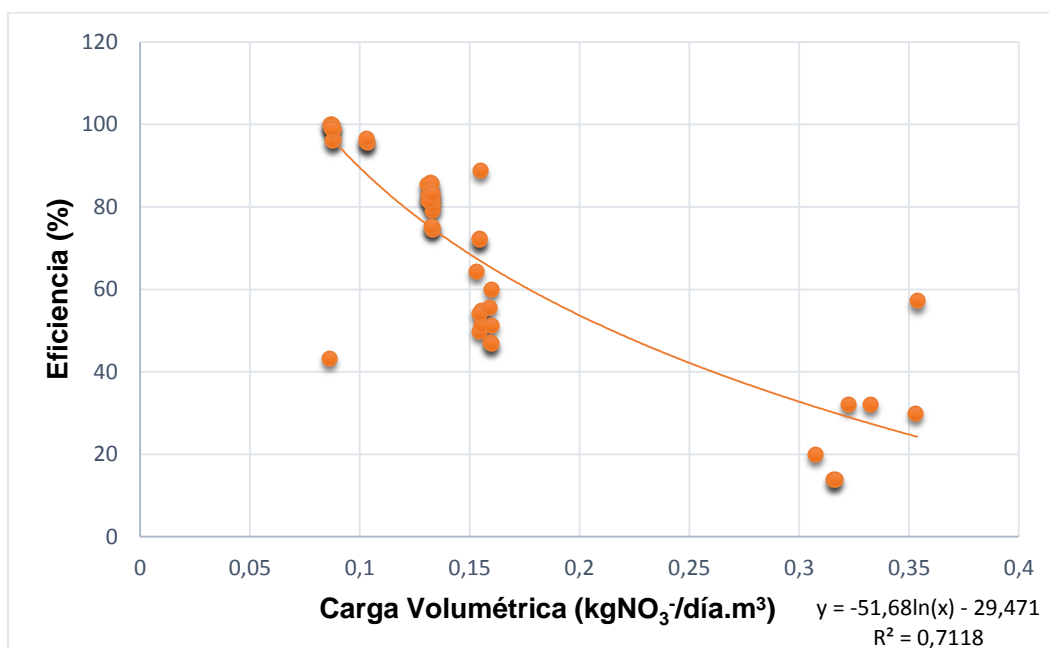
De la ecuación logarítmica detallada anteriormente encontramos la eficiencia de remoción de nitratos expresada en porcentaje en función de la carga volumétrica expresada como la cantidad de nitratos alimentada al sistema por día y volumen del reactor. La curva describe una trayectoria descendente, en cuanto más carga volumétrica recibe el sistema.

TABLA 5.2: VALORES PROMEDIO DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN Y CARGA VOLUMÉTRICA EN RELACIÓN AL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tiempo de Retención Hidráulico	Caudal	Eficiencia	Carga Volumétrica promedio
h	ml/min	%	kgNO ₃ ⁻ /día.m ³
2.38	7	28.47	0.33
5.56	3	59.14	0.16
6.67	2.5	81.46	0.13
8.33	2	93.46	0.09

Elaborado por: Joseph Sánchez.

GRÁFICO 5.4: EFICIENCIA DE DESNITRIFICACIÓN PARA EL REACTOR CON FUENTE DE CARBONO DE METANOL VS. LA CARGA VOLUMÉTRICA.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

El reactor anaerobio de biopelícula presenta además de los altos valores de eficiencia de desnitrificación alcanzados, valores de eficiencia de remoción de material orgánico satisfactorios. El rango de eficiencias de remoción de material

orgánico es de 82% a 94%, a tiempos de retención de 2.38 horas a 8.33 horas respectivamente, con un valor promedio de 91%.

La alta remoción de material orgánico se debe a la adición estequiométrica de fuente de carbono a través del metanol, considerando que la única fuente de carbono en la presente investigación provino del metanol y con la dosificación necesaria para que se realice normalmente el proceso de desnitrificación.

El comportamiento de la relación entre la eficiencia de remoción de materia orgánica y el tiempo de retención del reactor con fuente de carbono de metanol, se ajusta adecuadamente a una curva logarítmica. La curva logarítmica generada es:

$$\text{Eficiencia (\%)} = 0.0672 \text{ Ln (Tiempo de Retención)} + 0.7947 \quad (5:3)$$

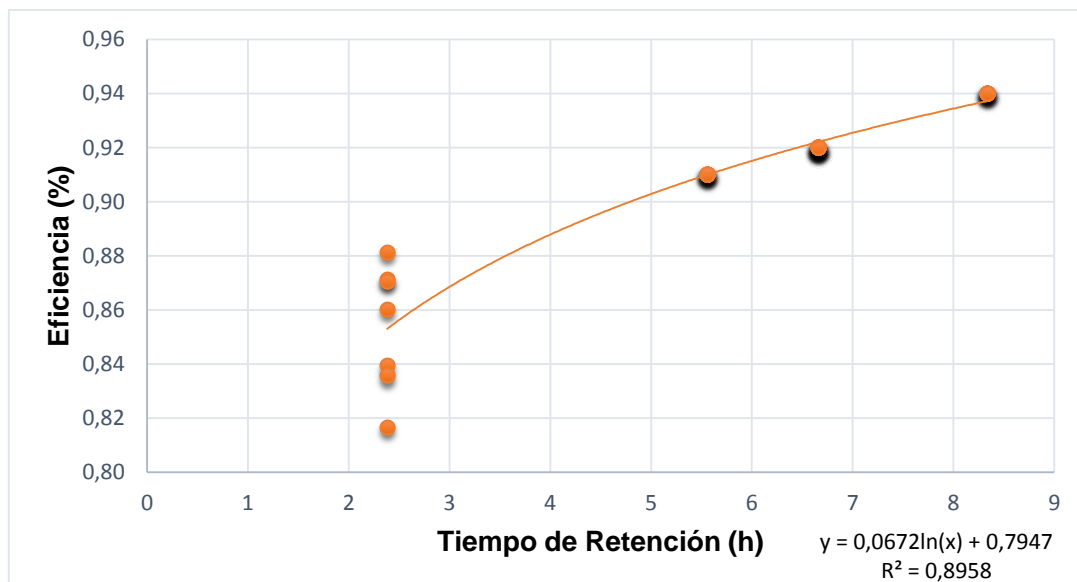
De la expresión logarítmica anterior, la eficiencia de remoción de materia orgánica expresada en porcentaje es función del tiempo de retención expresado en horas. La curva logarítmica describe una trayectoria ascendente, en cuanto aumenta el tiempo que la solución acuosa pasa en el reactor.

TABLA 5.3: VALORES PROMEDIO DE EFICIENCIAS DE DQO EFLUENTE, DE EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y SU RELACIÓN CON EL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tiempo de Retención Hidráulico	Caudal	DQO efluente	Eficiencia
h	ml/min	mg/L	%
2.38	7	10.64	85
5.56	3	7.28	91
6.67	2.5	6.82	92
8.33	2	4.23	94

Elaborado por: Joseph Sánchez.

GRÁFICO 5.5: EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PARA EL REACTOR CON FUENTE DE CARBONO DE METANOL VS. EL TIEMPO DE RETENCIÓN.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

Para realizar el análisis de la cantidad de biomasa presente en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol, se utilizaron los datos obtenidos del análisis de sólidos realizado. La cantidad calculada de sólidos volátiles corresponde a la cantidad de biomasa presente en el bioreactor en el proceso de la desnitrificación.

TABLA 5.4: DATOS OBTENIDOS DE LA PRUEBA DE SÓLIDOS PARA EL REACTOR DE BIOPELÍCULA CON FUENTE DE CARBONO EXTERNA DE METANOL.

Tipo de Sólidos	Unidades	Peso	Porcentaje %
Totales	g	29.7	100
Fijos	g	20.4	69
Volátiles	g	9.3	31

Elaborado por: Joseph Sánchez.

Del análisis de sólidos realizado se determina que 9.3 gramos del lodo formado en el reactor de biopelícula con fuente externa de carbono corresponde a la biomasa; el 31% de los sólidos totales está compuesto por sólidos suspendidos volátiles, es decir, el lodo se caracteriza por ser un lodo estable. En relación a esta información se procede a calcular las siguientes relaciones, en función del tiempo de retención:

- Relación Y (Biomasa – Carga Orgánica):

La relación Y comprende en su cálculo la biomasa presente en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol, que se obtiene del valor de los sólidos suspendidos volátiles del ensayo detallado; y la carga orgánica, en kilogramos alimentados al reactor de desnitrificación, es decir, la DQO alimentada por el caudal y por el tiempo de retención al que se está evaluando la cantidad de Carga orgánica total. La relación Y, es adimensional.

$$Y = \frac{\text{Biomasa}}{\text{Carga Orgánica Total}} \quad (5:4)$$

$$Y = \frac{0.0093 \text{ kg SSV}}{1.35 \text{ kg DQO}}$$

$$Y = 0.007$$

El reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol tiene una relación Y, igual a 0.007; es decir por cada Kg de DQO alimentado se desarrolla 0.007 Kg de biomasa expresada como SSV.

- Relación Carga Orgánica – Superficie Específica:

La relación entre la carga orgánica y la superficie específica, tiene como variable principal el tiempo de retención hidráulico, el que tiene relación con el flujo volumétrico, y con la cantidad de materia orgánica alimentada al reactor anaerobio de biopelícula en la presente investigación.

$$\frac{Carga\ Orgánica}{Superficie\ Específica} = \frac{[DQO] \times Caudal}{Vol.\ reactor \times \frac{Sup.\ Esp.}{Volumen}} \quad (5:5)$$

TABLA 5.5: RELACIÓN CARGA ORGÁNICA – SUPERFICIE ESPECÍFICA CON LOS VALORES PROMEDIO DE DQO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO UTILIZADO.

Tiempo de Retención hidráulico	Caudal	Volumen de Reactor	[DQO] promedio	Superficie Específica	$\frac{Carga\ Orgánica}{Superficie\ Específica}$
h	ml/min	L	mg/L	m ² / m ³	kg / día.m ²
2.38	7	1	72.79	960	0.000764
5.56	3	1	80.86	960	0.000364
6.67	2.5	1	76.55	960	0.000287
8.33	2	1	70.43	960	0.000211

Elaborado por: Joseph Sánchez.

De la tabla 5.5, la relación carga orgánica y superficie específica tiene una relación inversa con el tiempo de retención hidráulico y relación directa con el flujo volumétrico alimentado al sistema de desnitrificación.

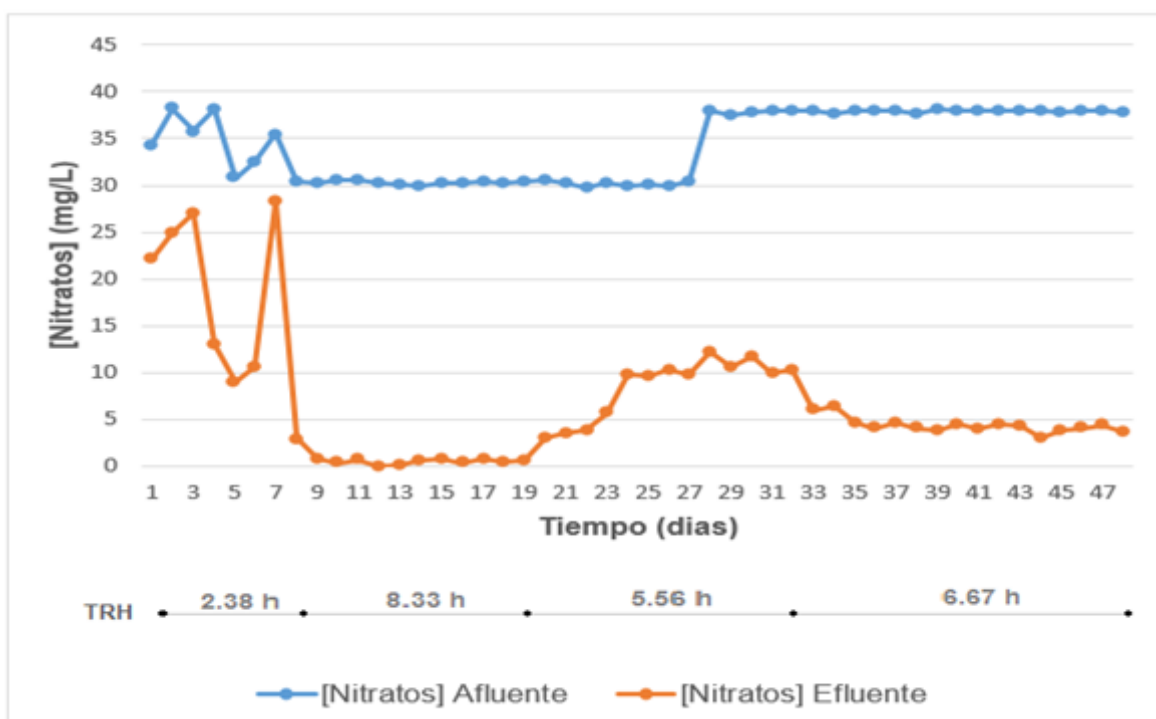
La concentración de DQO al sistema se mantiene constante, no tiene relación directa con el tiempo de retención hidráulico, por lo tanto, su concentración en lo posible no tiene grandes variaciones durante la investigación; de la misma manera la superficie específica y volumen del reactor permanecen constantes durante todo el funcionamiento del sistema.

5.2 REACTOR OPERADO CON LA CÁSCARA DE ARROZ COMO FUENTE DE ENERGÍA.

El reactor anaerobio de biopelícula con fuente de energía externa de la cáscara de arroz, funcionó de manera continua durante 112 días, omitiendo aquellos días en los que se realizó la modificación detallada anteriormente y mantenimiento del sistema.

La concentración de nitratos que ingresaron en el reactor se mantuvieron en un rango entre 30 a 38.2 mg NO₃⁻/L, con un valor promedio de 34.37 mg NO₃⁻/L; esta variación es debida al consumo de nitratos por los microorganismos presentes en el ambiente de manera natural.

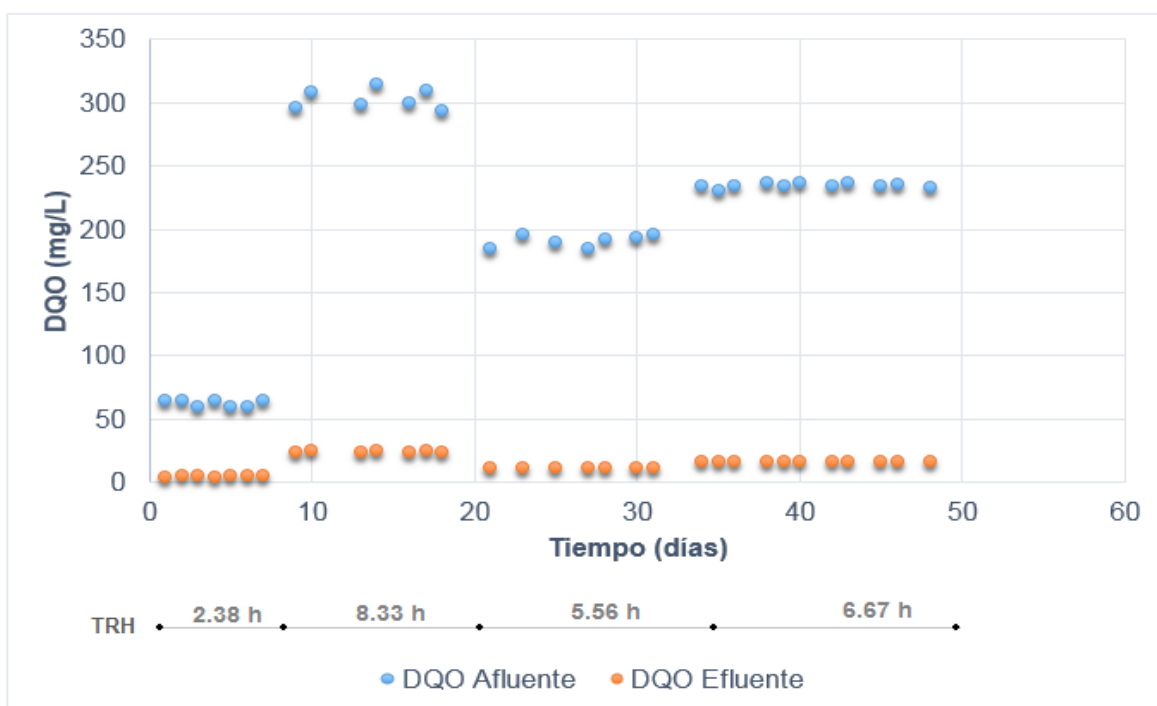
GRÁFICO 5.6: CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE DURANTE EL TIEMPO DE ANÁLISIS DEL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE EXTERNA DE CARBONO DE CÁSCARA DE ARROZ.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), en el sistema de desnitrificación con fuente externa de energía de cáscara de arroz tiene relación con el tiempo de retención hidráulico, por lo que al aumentar el tiempo de retención también lo hizo la DQO, esto debido a que el agua que ingresa al envase con el material carbonoso tiene mayor tiempo de contacto, solubilizando mayor cantidad de carbono presente en la cáscara de arroz. El rango de DQO que ingresa al reactor anaerobio de biopelícula es de 60 mg/L a 315 mg/L de DQO, a 2.38 horas y 8.33 horas de tiempo de retención hidráulico respectivamente.

GRÁFICO 5.7: CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE DURANTE EL TIEMPO DE ANÁLISIS DEL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA CON FUENTE EXTERNA DE CARBONO DE CÁSCARA DE ARROZ.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

TABLA 5.6: DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO PROMEDIO QUE INGRESA AL REACTOR ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA EN RELACIÓN CON EL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Caudal	Tiempo de retención Hidráulico	Demanda Química de Oxígeno en promedio
ml/min	h	mg DQO/L
7	2.38	62
3	5.56	191
2.5	6.67	234
2	8.33	303

Elaborado por: Joseph Sánchez.

La concentración de nitratos en el efluente del reactor tiene un rango de valores de 0 mg NO₃⁻/L a 28.3 mg NO₃⁻/L, con tiempos de retención de 8.33 horas y 2.38 horas respectivamente, con un valor promedio general de concentración de nitratos en el efluente de 6.76 mg NO₃⁻/L. La remoción de nitratos en el sistema tiene altos valores de eficiencia esperados, que tienen influencia directa por el tiempo de retención hidráulico. El rango de las eficiencias de remoción de nitratos en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de la cáscara de arroz es de 20.28% a 100%, con tiempos de retención hidráulicos de 2.38 y 8.33 horas respectivamente, con un valor promedio de eficiencia general del sistema con fuente de carbono de cáscara de arroz de 80.77%.

TABLA 5.7: VALORES PROMEDIO DE CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN EL EFLUENTE Y DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN EN RELACIÓN AL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

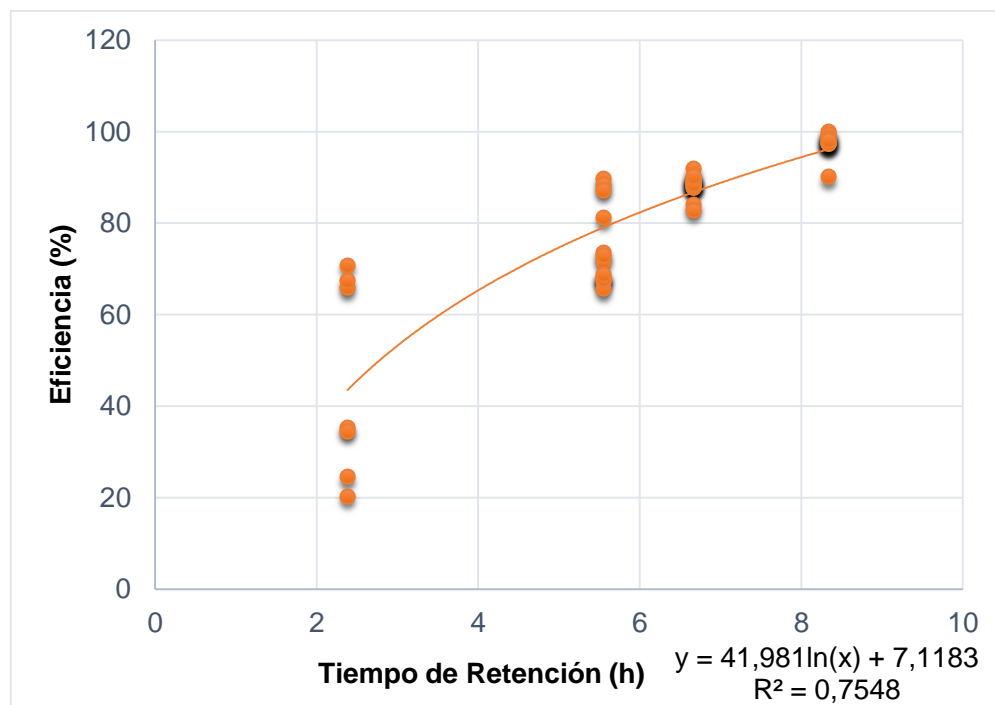
Tiempo de Retención Hidráulico	Caudal	[NO₃⁻] efluente	Eficiencia
h	ml/min	mg/L	%
2.38	7	19.29	45.81
5.56	3	8.51	74.63
6.67	2.5	4.39	88.45
8.33	2	0.73	97.58

Elaborado por: Joseph Sánchez.

De la tabla 5.7, se puede indicar que a partir de un tiempo de retención hidráulico de 5.56 horas se cumple con el nivel máximo permisible para agua potable de 10 mg NO₃⁻/L, propuesto por la EPA (Environmental Protection Agency, 2012).

La tendencia del comportamiento de la eficiencia de remoción de nitratos en relación al tiempo de retención obedece a una curva logarítmica de manera directa, por lo que como se mencionó anteriormente a mayor tiempo de retención hidráulico, mayor es la remoción de nitratos del agua de alimentación.

GRÁFICO 5.8: EFICIENCIA DE DESNITRIFICACIÓN PARA EL REACTOR CON FUENTE DE CARBONO DE CÁSCARA DE ARROZ VS. EL TIEMPO DE RETENCIÓN



Elaborado por: Joseph Sánchez.

De la expresión logarítmica obtenida, la eficiencia de remoción de nitratos del agua contaminada expresada en porcentaje, está en función del tiempo de retención hidráulico expresado como horas.

La curva logarítmica describe una curva ascendente, cuanto más es el tiempo de retención hidráulico del sistema. La expresión obtenida es la siguiente:

$$\text{Eficiencia (\%)} = 41.981 \text{ Ln (Tiempo de Retención)} + 7.1183 \quad (5:6)$$

Los valores de DQO en el efluente están en relación directa con el DQO que ingresa al reactor por lo que su rango es de 4.2 mg/L a 25 mg/L de DQO, a tiempos de retención de 2.38 horas y 8.33 horas respectivamente. Los niveles de eficiencia de remoción de materia orgánica están en el rango de 92% a 94%, con un valor promedio de eficiencias de remoción de materia orgánica en el funcionamiento general igual a 93%; siendo en su mayoría constantes debido a la relación con el DQO entrante.

TABLA 5.8: VALORES PROMEDIO DE DQO DE ENTRADA Y SALIDA, EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y SU RELACIÓN CON EL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tiempo de Retención hidráulico	DQO afluente	DQO efluente	Eficiencia
h	mg DQO/L	mg DQO/L	%
2.38	62	5	92
5.56	191	11	94
6.67	234	16.4	93
8.33	303	24	92

Elaborado por: Joseph Sánchez.

El parámetro de carga volumétrica en el reactor de biopelícula con fuente externa de energía de cáscara de arroz recibe la influencia de forma directa del caudal, como en el presente trabajo el tiempo de retención hidráulico nos permitió evaluar el comportamiento de los reactores desnitrificadores, existe variación en el caudal y en el comportamiento del parámetro de carga volumétrica a cada tiempo de retención hidráulico ajustado.

El rango de la carga volumétrica en el funcionamiento del reactor anaerobio de biopelícula es de 0.06 mg NO₃⁻/min.L a 0.28 mg NO₃⁻/min.L, a tiempos de retención hidráulicos de 8.33 horas y 2.38 horas respectivamente, con un valor de carga volumétrica promedio general de funcionamiento de 0.11 mg NO₃⁻/min.L.

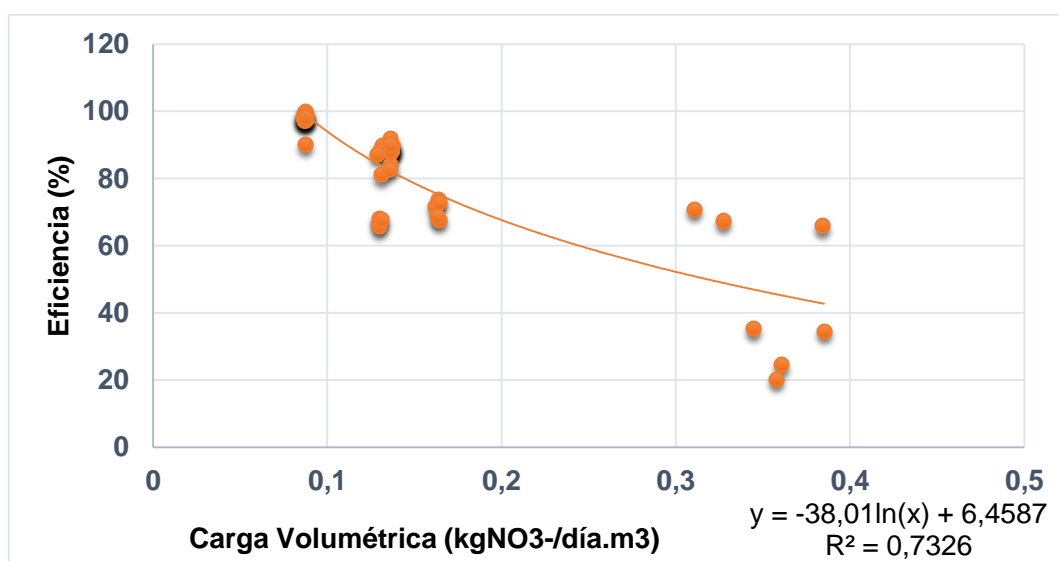
El parámetro de carga volumétrica es inverso al tiempo de retención hidráulico en el que opera el sistema de desnitrificación, por lo que se deduce que la carga volumétrica es inversa de la misma manera a la eficiencia de remoción de nitratos que se analizó anteriormente. La tendencia que describe el comportamiento entre la carga volumétrica y la eficiencia de remoción de nitratos, se ajusta de manera adecuada a una curva logarítmica.

TABLA 5.9: VALORES PROMEDIO DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE NITRATOS Y CARGA VOLUMÉTRICA EN RELACIÓN AL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO.

Tiempo de Retención Hidráulico	Caudal	Eficiencia	Carga Volumétrica promedio
h	ml/min	%	kgNO ₃ /día.m ³
2.38	7	45.81	0.34
5.56	3	74.63	0.14
6.67	2.5	88.45	0.13
8.33	2	97.58	0.09

Elaborado por: Joseph Sánchez.

GRÁFICO 5.9: EFICIENCIA DE DESNITRIFICACIÓN PARA EL REACTOR CON FUENTE DE CARBONO DE CÁSCARA DE ARROZ VS. LA CARGA VOLUMÉTRICA.



Elaborado por: Joseph Sánchez.

De la expresión logarítmica que se obtuvo de los datos obtenidos de la investigación experimental de laboratorio, la eficiencia de remoción de nitratos expresada en porcentaje, está en función de la carga volumétrica expresada en peso de nitratos alimentados por día y volumen del reactor.

La ecuación obtenida sigue una trayectoria descendente, en cuanto la carga volumétrica aumenta. La expresión es:

$$\text{Eficiencia (\%)} = -38.01 \text{ Ln (Carga Volumétrica)} + 6.4587 \quad (5:7)$$

Para realizar el análisis de la cantidad de biomasa presente en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de cáscara de arroz, se utilizaron los datos obtenidos del análisis de sólidos realizado.

La cantidad calculada de sólidos volátiles corresponde a la biomasa presente en el reactor de desnitrificación.

TABLA 5.10: DATOS OBTENIDOS DE LA PRUEBA DE SÓLIDOS PARA EL REACTOR DE BIOPELÍCULA CON FUENTE DE CARBONO EXTERNA DE CÁSCARA DE ARROZ.

Tipo de Sólidos	Unidades	Peso	Porcentaje %
Totales	g	52.4	100
Fijos	g	39.5	75
Volátiles	g	13	25

Elaborado por: Joseph Sánchez.

Del análisis de sólidos realizado se determina que 13 gramos del lodo formado en el reactor de biopelícula con fuente externa de carbono, corresponde a la biomasa; el 25% de los sólidos totales está compuesto por sólidos volátiles, es decir, el lodo se caracteriza por ser un lodo estable.

En relación a esta información se procede a calcular las siguientes relaciones, en función del tiempo de retención:

- Relación Y (Biomasa – Carga Orgánica):

La relación Y comprende en su cálculo la biomasa presente en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de cáscara de arroz, que se obtiene del valor de los sólidos suspendidos volátiles del ensayo detallado; y la carga orgánica, en kilogramos alimentados al reactor de desnitrificación, es decir, la DQO alimentada por el caudal y por el tiempo de retención al que se está evaluando la cantidad de Carga orgánica total. La relación Y, es adimensional.

$$Y = \frac{\text{Biomasa}}{\text{Carga Orgánica Total}} \quad (5:8)$$

$$Y = \frac{0.013 \text{ kg SSV}}{2.87 \text{ kg DQO}}$$

$$Y = 0.005$$

El reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de cáscara de arroz tiene una relación Y, igual a 0.00453; es decir por cada Kg de DQO alimentado se desarrolla 0.005 Kg de biomasa expresada como SSV.

- Relación Carga Orgánica – Superficie Específica:

La relación entre la carga orgánica y la superficie específica, tiene como variable principal el tiempo de retención hidráulico, el que tiene relación con el flujo volumétrico, y con la cantidad de materia orgánica alimentada al reactor anaerobio de biopelícula en la presente investigación.

$$\frac{\text{Carga Orgánica}}{\text{Superficie Específica}} = \frac{[\text{DOQ}] \times \text{Caudal}}{\text{Vol. reactor} \times \frac{\text{Sup. Esp.}}{\text{Vol}}} \quad (5:9)$$

TABLA 5.11: RELACIÓN CARGA ORGÁNICA – SUPERFICIE ESPECÍFICA CON LOS VALORES PROMEDIO DE DQO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO UTILIZADO.

Tiempo de Retención hidráulico	Caudal	Volumen de Reactor	[DQO] promedio	Superficie Específica	$\frac{\text{Carga Orgánica}}{\text{Superficie Específica}}$
h	ml/min	L	mg/L	m ² / m ³	kg / día.m ²
2.38	7	1	62	1075.95	0.00058
5.56	3	1	191	1075.95	0.00077
6.67	2.5	1	234	1075.95	0.00078
8.33	2	1	303	1075.95	0.00081

Elaborado por: Joseph Sánchez.

De la tabla 5.11, la relación carga orgánica y superficie específica tiene una relación directa con el tiempo de retención hidráulico y relación inversa con el flujo volumétrico alimentado al sistema de desnitrificación. La DQO en el reactor de biopelícula con fuente de carbono de cáscara de arroz varía en relación directa con el tiempo de retención hidráulico. La superficie específica y volumen del reactor permanecen constantes durante todo el funcionamiento del sistema.

CAPÍTULO VI

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En la presente sección se presenta la interpretación de la información tratada y generada a partir de los datos y observaciones recopilados a lo largo de la presente investigación.

La información generada permite realizar un análisis comparativo entre el sistema biológico convencional de fuente de carbono externa como de metanol, con el sistema biológico con fuente de carbono externa de cáscara de arroz, el mismo que se desarrolló de manera simultánea.

El análisis comparativo que se presenta en la siguiente sección tiene como fin, evaluar la alternativa propuesta por el presente trabajo de investigación, y si esta alternativa tiene la capacidad de sustituir la fuente de carbono externa convencional, más usada.

En la presente sección se presenta además, un detalle de recomendaciones que se deben considerar al momento de aplicar la metodología utilizada en la presente investigación, con el fin de facilitar la aplicación y desarrollo de la misma. Además se presentan acciones que se pueden implementar de manera adjunta para obtener mejores resultados al momento de realizar la investigación del proceso de desnitrificación.

6.1 CONCLUSIONES

Se alcanza mantener el grado de estabilización tanto en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de metanol, así como en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono externa de cáscara de arroz; por lo que se determinó que en la operación de los sistemas de desnitrificación actúan bacterias caracterizadas de un lento crecimiento.

Los sistemas biológicos desarrollados en la presente investigación alcanzaron niveles adecuados de eficiencia en el proceso de desnitrificación con fuente de carbono externo, asegurando la óptima salud del ser humano, cuando éste mantiene contacto con el agua potable. Adicionalmente se encontró que los sistemas biológicos analizados alcanzan altos niveles de remoción de material orgánico presente en el agua.

Los sistemas biológicos de desnitrificación evaluados en el presente trabajo de investigación presentan valores satisfactorios de eficiencia en la remoción de nitratos presentes en el agua. El nivel promedio en el funcionamiento general del sistema de la eficiencia de remoción de nitratos en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de energía externa de cáscara de arroz, se determinó que es superior en 12.5% al nivel promedio de eficiencia de remoción de nitratos en el sistema anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol.

El sistema biológico de desnitrificación con fuente de carbono de cáscara de arroz presentó mayor eficiencia en la remoción de nitratos en el agua en todos los tiempos de retención hidráulicos analizados, por lo que a menor tiempo de retención hidráulico en este sistema se obtuvieron mayores eficiencias que en el sistema biológico de desnitrificación con fuente de carbono de metanol.

En la presente investigación se determinó que, el sistema biológico de desnitrificación con fuente de carbono de cáscara de arroz cumple con el nivel de referencia para consumo de agua potable, propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos USEPA de 10 mg/L, a partir de 5.56 horas de tiempo de retención hidráulico óptimo, mientras que en el sistema biológico con alimentación externa de carbono de metanol cumple con este nivel de referencia a

partir de 6.67 horas de tiempo de retención hidráulico óptimo. Por lo que la remoción de nitratos es más rápida en el sistema biológico que es alimentado con cáscara de arroz, que el sistema que es alimentado con metanol.

Los sistemas biológicos de desnitrificación evaluados en la presente investigación presentan además remoción de materia orgánica, con niveles de eficiencia satisfactorios, por lo que los sistemas biológicos propuestos se pueden aplicar también a aguas residuales con alta concentración de materia orgánica.

El nivel promedio en el funcionamiento general del sistema de la eficiencia de remoción de materia orgánica en el reactor anaerobio de biopelícula con fuente de energía externa de cáscara de arroz, se determinó es superior en 2.15% al nivel promedio de eficiencia de remoción de material orgánico en el sistema anaerobio de biopelícula con fuente externa de carbono de metanol.

Los dos sistemas biológicos de desnitrificación poseen el mismo valor máximo alcanzado en la remoción de material orgánico de 94%, esto determinó que la eficiencia de remoción de material orgánico presente en el agua está relacionado con la concentración de nitratos en el afluente del reactor, pues ambos sistemas biológicos de desnitrificación fueron alimentados con similar concentración de nitratos, manteniéndose esta constante durante todo el funcionamiento.

En el sistema biológico que es alimentado con carbono proveniente del metanol, se alcanzaron valores de DQO más bajos que en el sistema biológico alimentado con carbono proveniente de la cáscara de arroz, esto debido a que la alimentación de metanol al sistema se mantuvo constante durante todo su funcionamiento y tiene relación con el tiempo de retención hidráulico con el que se estudió, mientras tanto, la DQO en el efluente del sistema que es alimentado con el carbono de la cáscara de arroz tiene relación con el tiempo de retención hidráulico y con la concentración de materia orgánica en el afluente al reactor. Se determina por lo tanto, que la concentración de materia orgánica en el efluente del sistema alimentado con carbono proveniente de la cáscara de arroz es mayor que en el sistema biológico alimentado con carbono proveniente del metanol.

En la presente investigación se determinó que, el sistema biológico de desnitrificación con fuente de carbono de cáscara de arroz cumple con el nivel de referencia propuesto por la USEPA de 10 mg/L, cuando la carga volumétrica promedio de nitratos óptimo es igual o menor de 0.15 Kg $\text{NO}_3^-/\text{m}^3\cdot\text{día}$; mientras que, en el sistema biológico con alimentación externa de carbono de metanol cumple con este nivel de referencia cuando la carga volumétrica promedio de nitratos óptimo es igual o menor de 0.13 Kg $\text{NO}_3^-/\text{m}^3\cdot\text{día}$. Por lo que la carga volumétrica de nitratos es mayor en el sistema biológico que es alimentado con cáscara de arroz, que el sistema que es alimentado con metanol.

El lodo proveniente del reactor anaerobio de biopelícula con fuente de carbono de metanol posee mayor estabilidad, en un 19%, que el lodo que proviene del reactor anaerobio con alimentación de carbono proveniente de la cáscara de arroz. Sin embargo, la cantidad de lodo generado en el reactor anaerobio de biopelícula con alimentación de cáscara de arroz, se determinó que es superior en un 43% a la cantidad de lodo generada por el reactor de biopelícula alimentado con metanol.

La cantidad de biomasa generada en el reactor de biopelícula con alimentación de cáscara de arroz es superior en un 28% a la biomasa generada por el reactor de biopelícula con alimentación de metanol. Esta diferencia se debe principalmente al mayor aporte de material orgánico presente en la cáscara de arroz que la concentración de carbono que se alimentó constantemente al sistema con fuente de carbono de metanol.

El sistema biológico con fuente externa de carbono de cáscara de arroz, se determinó que genera mayor cantidad de biomasa por unidad másica de demanda química de oxígeno que el sistema biológico con fuente de carbono de metanol, con una relación de 3.7 a 1. Concluyendo que la cantidad de biomasa presente en los sistemas de desnitrificación influye de manera directa en los niveles de eficiencia de remoción de nitratos alcanzados en el agua; además, la cantidad de biomasa presente en los sistemas de desnitrificación es influenciada de manera directa por la cantidad de materia orgánica que se alimentó al sistema.

En la presente investigación se determinó que, el sistema biológico de desnitrificación con fuente de carbono de cáscara de arroz cumple con el nivel de referencia de 10 mg/L, cuando la relación carga orgánica y superficie específica es igual o mayor a 0.00077 Kg DQO/día.m²; mientras que, en el sistema biológico con alimentación externa de carbono de metanol cumple con este nivel de referencia cuando la relación entre la carga orgánica y la superficie específica es igual o menor de 0.00029 Kg DQO/día.m².

Se determinó, que el uso de cáscara de arroz como fuente de energía o de carbono en el sistema biológico de desnitrificación que se evaluó en el presente trabajo, tiene la capacidad de sustituir a la fuente de carbono o de energía externa convencional del metanol; debido a que presenta superiores niveles de eficiencia en la remoción de nitratos así como de las ventajas comparativas encontradas en la presente investigación. Además debido a la facilidad de manejo, la baja peligrosidad, bajo o nulo costo que representa la cáscara de arroz, frente al metanol, se convierte en una alternativa económica y segura para su apropiada aplicación en tecnologías biológicas de depuración de aguas contaminadas con nitratos.

Se determinó que el uso de la cáscara de arroz como fuente de energía o carbono en las tecnologías biológicas de depuración de aguas residuales, representa la aplicación inmediata de la teoría de tecnologías limpias, aportando a que la industria ecuatoriana arrocera se involucre en la cogeneración de energía biológica y en la preservación de la salud humana, así como en la calidad del medio ambiente y específicamente del recurso hídrico. El presente proyecto de titulación analizado desde el contexto de los países latinoamericanos y de manera puntual el Ecuador determinó un modelo de tratamiento de aguas contaminadas de nitratos, con “residuos” de una industria que cada vez se extiende en el territorio, como lo es la arrocera.

6.2 RECOMENDACIONES

El sistema de desnitrificación por sí solo, no entrega un efluente totalmente apto para el consumo humano, por lo que, se recomienda que al momento de diseñar un sistema de desnitrificación biológico en una escala de nivel mayor se considere implementar en conjunto con el sistema, unidades de decantación, desinfección, filtración, y de aclaración.

Para el desarrollo del análisis y pruebas de laboratorio se recomienda que se evalúe siempre el material disuelto, es decir, se deberá filtrar previamente la muestra acuosa, con el fin de disminuir el margen de error que pueda generar alguna partícula en suspensión. Se recomienda utilizar mallas en los conductos de ingreso y salida en los reactores y tanques de almacenamiento de la materia carbonosa, con el fin de evitar la obstrucción de las tuberías por las que se alimenta el sistema biológico de desnitrificación.

Evitar el crecimiento de algas y bacterias relacionadas con el azufre debido a que provocan interferencias tanto con la continuidad del flujo, como con la composición del mismo. Para ello se deberán recubrir las tuberías, reactores y tanques que intervienen en el sistema de desnitrificación con el fin de evitar el ingreso de la luz solar que causa el crecimiento de microorganismos aerobios debido a la fotosíntesis.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert, L. (1997). Nitratos y nitritos.
- American Public Health Association. (2012). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater . Apha.
- Andrade, A. (1984). Investigación sobre la desnitrificación autotrófica a base de sulfuros utilizando un reactor estático a escala de laboratorio. Quito: CEPIS.
- Antoine, R. (1974). Nitrification of Activated Sludge Effluent: BIO-SURF Process.
- Austin, A. T. (2013). "Latin America´s Nitrogen Challenge". Science: 149.
- Ávila J., Razo, E., & Gómez, J. (2003). Avances en la Eliminación Biológica de Nitrógeno, Sulfuro y Materia Orgánica de Aguas Residuales. México.
- Benfield, L., & Randall, C. (1980). Biological Process Design for Wastewater Treatment. Prentice-Hall.
- Carrera, J. (s.f.). Eliminación Biológica de Nitrógeno en un Efluente con Alta Carga . Barcelona: Universidad Autónoma de Barcelona.
- Cervantes, F., Péres, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. Revista Latinoamericana de Microbiología, pp. 73-82.
- Consejería de Igualdad, S. y. (1998). Junta de Andalucía. Junta de Andalucía. http://www.juntadeandalucia.es/salud/export/sites/csalud/galerias/documentos/c_3_c_2_medio_ambiente_y_salud/aguas_consumo_publico/contaminacion_nitratos5.pdf
- Asamblea Constituyente. (2008). Constitución de la Republica del Ecuador. Montecristi.

- Cuevas, G., & Tejero, I. (2007). Diseño, Construcción y Operación de un Sistema con Biopelículas para el Tratamiento y Reutilización de Aguas Residuales Municipales. Tampico: LACCEI.
- Delwiche, C. (1982). Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- EDITOR. (25 de Septiembre de 2012). Top 10 Environmental Issues Facing Our Planet: Planet Earth Herald. Planet Earth Herald. <http://planetearthherald.com/top-10-environmental-issues/>
- Environmental Protection Agency. (2012). Las Preguntas Comunes y sus Respuestas Sobre el Nitrato y el Agua Potable. Yakima.
- Gervacio, O. (2007). : Desarrollo del sistema de desnitrificación a escala de laboratorio de muestras de aguas residuales de la empresa metropolitana de rastro de Quito usando como fuente de carbono el efluente de la primera separación de levadura de Levapan del Ecuador S.A. Quito: Ingeniería Ambiental.
- Hach, C. (2007). Procedures Manual DR 2800 Spectrophotometer.
- Jenkins, A., & Sanders, D. (2012). Introduction to Fixed-Film Bio-Reactors for Decentralized Wastewater Treatment . CONTECH.
- Metcalf, & Eddy. (1972). Wastewater Engineering. McGraw-Hill Inc.
- Ministerio del Ambiente de Colombia. (s.f.). 4.19 Metanol. Bogotá.
- Navarro, A. (2002). Eutroficación y descargas orgánicas. San Juan: Sea Grant. Obtenido de Datos Marinos.
- Organización Mundial de la Salud. (2003). Nitrate and Nitrite in Drinking Water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra: WHO/SDE/WSH.
- Pancorbo, F. (2009). DESINFECCIÓN DEL AGUA MEDIANTE PROCEDIMIENTOS ELECTROFÍSICOS COBRE/PLATA. FJP Floristán.

- Pozo, M. J. (2008). Proceso de Nitrificación en Reactores Secuenciales Discontinuos SBR (Sequencing Batch Reactor) con Biomasa Granula. Quito: Escuela Politécnica Nacional.
- Reyes, J., Razo, E., & Gómez, J. (2003). "Avances en la eliminación biológica de nitrógeno, sulfuro y materia orgánica de aguas residuales". Biología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.
- Romero, M. (2010). "Proceso De Eutrofización De Afluentes Y Su Prevención Por Medio De Tratamiento De Efluente". Revista Ingeniería Primero, 67-74.
- Suarez, J., & Jácome, A. (2007). Eliminación de Nitrógeno de las Aguas Residuales. Procesos de Nitrificación y Desnitrificación. Coruña: Universidad de Coruña.
- Sutton, M., & Clara, H. (2011). Evaluación del Nitrógeno Europa. Centro de Ecología e Hidrología de Edimburgo. www.nine-esf.org/ENA
- Zumft, W. G. (1997). Cell Biology and molecular basis of denitrification. Karlsruhe: Universita"t Fridericiana.

ANEXOS

ANEXO N° 01
FOTOGRAFÍAS DEL MONTAJE EXPERIMENTAL DE
LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS DE DESNITRIFICACIÓN.

FOTOGRAFÍA 1.



Elaborado por: Joseph Sánchez

ANEXO N° 02
FOTOGRAFÍAS DEL MONTAJE EXPERIMENTAL DE
LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS DE DESNITRIFICACIÓN.

FOTOGRAFÍA 2.



Elaborado por: Joseph Sánchez

ANEXO N° 03
FOTOGRAFÍAS DE LOS EQUIPOS Y MATERIALES.

FOTOGRAFÍA 3.

**Bomba Peristáltica****Espectrofotómetro****Mufla****Estufa****Balanza****Desecador**

Elaborado por: Joseph Sánchez

ANEXO N° 04
FOTOGRAFÍAS DEL ANÁLISIS DE LABORATORIO.

FOTOGRAFÍA 4.



Elaborado por: Joseph Sánchez

BIOMASA

Elaborado por : Joseph Sánchez

BIOMASA

Elaborado por: Joseph Sánchez