

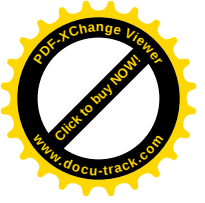
UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA INGENIERÍA AMBIENTAL

**ESTUDIO DEL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN EN REACTORES DE
BIOPELÍCULAS SUMERGIDAS MÓVILES CON ASTILLAS DE MADERA
COMO SOPORTE**

Autor: Willian Fernández

Tutor: Rafael Dautant

Valencia, 31 de Marzo de 2017



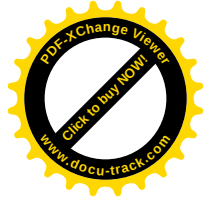
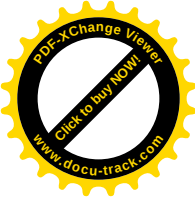
UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA INGENIERÍA AMBIENTAL

**ESTUDIO DEL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN EN REACTORES DE
BIOPELÍCULAS SUMERGIDAS MÓVILES CON ASTILLAS DE MADERA
COMO SOPORTE**

Autor: Willian Fernández

Trabajo de grado presentado ante el área de estudios de
Postgrado de la Universidad de Carabobo para optar al
título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Valencia, 31 de Marzo de 2017



UNIVERSIDAD DE CARABOBO
ÁREA DE ESTUDIOS PARA GRADUANDOS
FACULTAD DE INGENIERÍA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL



VEREDICTO

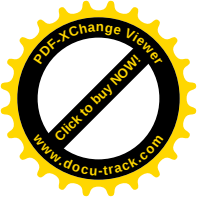
Nosotros, Miembros del Jurado designado para la evaluación del Trabajo de Grado titulado “**Estudio del proceso de desnitrificación en reactores de biopelículas sumergidas móviles con astillas de madera como soporte**”, presentado por **Willian Fernández**, para optar al Título de Magister en Ingeniería Ambiental, estimamos que el mismo reúne los requisitos para ser considerado como: **Aprobado**.

Prof. Rafael Dautant
C.I. 3.919.538

Prof. Samuel Cárdenas
C.I. 11.753.640

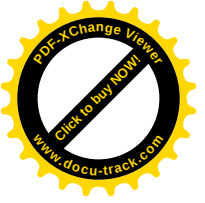
Prof. Luis Rumbo
C.I. 10.323.199

Valencia, 31 de Marzo de 2017



DEDICATORIA

Dedico este proyecto de investigación
a las tres mujeres más importantes de mi vida:
María Teresa (mi esposa), Aurora (mi hija)
y Ayra (mi madre).



RECONOCIMIENTO

Ante todo agradezco a Dios todopoderoso y la virgen santísima por darme cada día de vida, por respirar, sentirme vivo, sano y capaz, por darme la sabiduría y fortaleza para mantenerme en el camino correcto, a pesar de que las situaciones de la vida nunca sean como las esperas o sueñas, solo puedo reconocer que siempre están a mi lado para conservar esta fe y esta motivación de seguir adelante. Gracias además, por la gente que han puesto en mi camino.

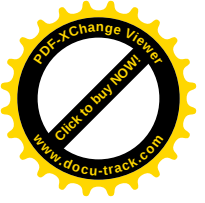
Así mismo, doy mil gracias a una mujer que conozco desde hace 7 años y con la cual comparto mi vida en santo matrimonio desde hace 5 años, mi esposa María. Ella ha sido, es y será siempre, mi compañera y apoyo incondicional, gracias por comprender y acompañarme en cada uno de estos sacrificios que se hacen para seguir creciendo. Te amo mucho.

Tengo que reconocer además, a uno de los motores de mi vida, mi niña, mi angelita, mi princesa Aurora. La motivación surge de mí, solo con ver su mirada y su sonrisa, por ello espero que te mantengas ahí cerca para seguir dando lo mejor de mí.

No puedo describir un agradecimiento si no incluyo en el mismo a una persona tan especial en mi vida, quien es la razón además de gran parte de lo que soy como persona y profesional, pues fue quien inculco los valores y sentimientos que me hacen la persona que soy, esa mujer es mi madre Ayra. Mil gracias por todo lo que has hecho por mí te amo mucho.

En este punto debo incluir en este reconocimiento a una gran cantidad de familiares y amigos, que día a día comparten a mi lado, que han sido de gran apoyo, o a pesar de la lejanía siempre están pendientes de mi vida. Entonces debo nombrar a mis hermanos Luis y José, a los señores Cesar y Teresa, a mis tías Dorkis, Gregoria, Yadira y Nitza, a mi primo Marcos, a mis amigos Carlos, Faustino, Wilmen, Leonardo, Arnaldo y Franklin, a la señora Malena, y otros que quizás olvide, que perdonen, igual estaré eternamente agradecido.

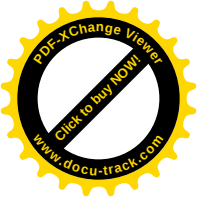
Doy gracias a la Universidad de Carabobo, por la oportunidad de cursar estudios de maestría en esta casa y por forjar en mí todas las herramientas necesarias para el desarrollo profesional de una especialidad tan requerida



en nuestro país y el mundo entero, como lo es la Ingeniería Ambiental. En este párrafo quiero incluir también a mi casa matriz, la Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda, en el estado Falcón, por darme la oportunidad de realizar este proyecto profesional.

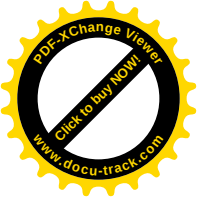
Debo agradecer a mi tutor, el Magíster Rafael Dautant, su asesoría técnica ha sido vital en este período para el desarrollo exitoso del estudio, muchas gracias por sus acertados y sabios comentarios y sugerencias. Así mismo, extendiendo mi agradecimiento a mi tutora institucional, la profesora Auxilia Malia, pues su aporte en este proyecto como docente en el área de seminario de investigación fue de peso. De esta forma, a todos los profesores que se desempeñaron en el transcurso de la maestría, muchas gracias.

A todos muchas gracias.

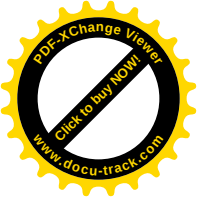


ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	vi
RECONOCIMIENTO	vii
ÍNDICE GENERAL	ix
ÍNDICE DE TABLAS	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xii
RESUMEN	xv
1. EL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN U OBJETO DE CONOCIMIENTO	1
1.1. Planteamiento del problema	2
1.2. Objetivos de la investigación	8
1.3. Justificación de la investigación	8
2. MARCO TEÓRICO	11
2.1. Antecedentes	12
2.2. Revisión bibliográfica	16
2.3. Definición de términos básicos	26
3. MARCO METODOLÓGICO	27
3.1. Tipo de investigación	28
3.2. Desarrollo experimental	28
3.3. Instrumentos de recolección de datos	31
3.4. Manejo de datos	32
4. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	33

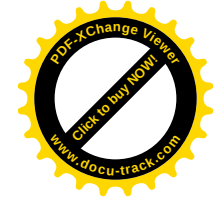
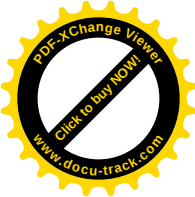


4.1. Construcción de los reactores de biopelículas sumergidas móviles a escala de laboratorio	34
4.2. Evaluación del proceso de desnitrificación de aguas residuales en los reactores construidos	47
4.3. Determinación de la eficiencia de remoción de nitratos, nitritos, DBO, DQO y nitrógeno total del proceso	63
CONCLUSIONES	70
RECOMENDACIONES	75
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
ANEXO A. Planos y detalles de equipos diseñados	79
ANEXO B. Resultados de la etapa de aclimatación del sistema Biológico	84
ANEXO C. Resultados de la etapa de evaluación del proceso de desnitrificación	97
ANEXO D. Cálculos de las cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos	100



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Países del mundo con mayor extracción de agua y porcentaje de uso agrícola, industrial y abastecimiento público	3
Tabla 2. Datos asumidos y establecidos para el diseño	34
Tabla 3. Parámetros medidos para el arranque del sistema biológico	47
Tabla 4. Parámetros medidos en el afluente al sistema para la evaluación del proceso de desnitrificación en cada ensayo	53
Tabla 5. Condiciones de carga orgánica, hidráulica y de mezclado del sistema para cada ensayo	54
Tabla 6. Cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos del sistema para cada ensayo	59



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Población mundial según regiones y desarrollo	2
Figura 2. Cobertura de saneamiento de agua en el mundo	5
Figura 3. Tecnología de reactores de biopelículas sumergidas	21
Figura 4. Representación esquemática de las formas y las reacciones de material nitrogenado en los sistemas de tratamiento de aguas residuales aeróbico	23
Figura 5. Trabajos de corte a los materiales disponibles para la construcción de: (a) los reactores de biopelículas sumergidas móviles y (b) sedimentador	40
Figura 6. Trabajos de rectificación de materiales cortados: (a) reactores de biopelículas sumergidas móviles en el torno y (b) eliminación de óxido y limpieza del sedimentador	41
Figura 7. Equipos terminados: (a) reactores de biopelículas sumergidas móviles y (b) sedimentador	42
Figura 8. Conjunto motor, reductor de velocidad y eje del mezclador del reactor anóxico	43
Figura 9. Equipos adicionales requeridos: (a) Tanque de agua sintética para alimentación por gravedad y (b) tanque pulmón para control de recirculación	43
Figura 10. Equipos instalados: tanque de alimentación de agua con bomba, reactor aerobio y anóxico con soporte	44

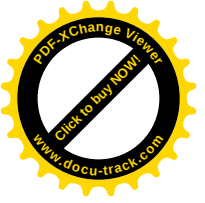


Figura 11. Equipos instalados: tanque de alimentación de agua por gravedad, distribución de líneas de alimentación y recirculación, tanque pulmón con bomba y sedimentador	45
Figura 12. Equipos instalados en operación	46
Figura 13. Remoción de la DBO en etapa de aclimatación del sistema biológico	48
Figura 14. Remoción de nitrógeno total en etapa de aclimatación del sistema biológico	49
Figura 15. Variación de pH en etapa de aclimatación del sistema Biológico	50
Figura 16. Variación de oxígeno disuelto en etapa de aclimatación del sistema biológico	51
Figura 17. Sólidos suspendidos totales en el lodo en etapa de aclimatación del sistema biológico	52
Figura 18. Efecto de la DBO en la remoción de materia orgánica y Nitrógeno	55
Figura 19. Efecto de la recirculación en la remoción de materia orgánica y nitrógeno	57
Figura 20. Comparación del efecto del mezclado y adición de suero	58
Figura 21. Cargas volumétricas de nitratos removidos en base a la carga orgánica e hidráulica	60
Figura 22. Cargas específicas de nitratos removidos en base a la carga orgánica e hidráulica	61

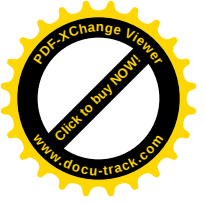
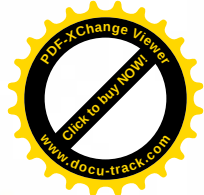


Figura 23. Cargas volumétricas de nitratos removidos en base a la relación de recirculación	62
Figura 24. Cargas específicas de nitratos removidos en base a la relación de recirculación	62
Figura 25. Eficiencia de remoción de DBO y nitrógeno total en base a la carga orgánica e hidráulica	63
Figura 26. Eficiencia de remoción de DBO y nitrógeno total en base al porcentaje de recirculación	64
Figura 27. Eficiencia de remoción de DQO en base a la carga orgánica (DQO) e hidráulica	65
Figura 28. Eficiencia de remoción de DQO en base al porcentaje de recirculación	66
Figura 29. Eficiencia de remoción de NO_3 y NO_2 en base a la carga orgánica e hidráulica	67
Figura 30. Eficiencia de remoción de NO_3 y NO_2 en base a la relación de recirculación	68



Universidad de Carabobo
Facultad de Ingeniería
Dirección de Postgrado



ACTA DE APROBACION DEL PROYECTO DE TRABAJO DE GRADO

Por medio de la presente hacemos constar que el Proyecto de Trabajo de Grado titulado: "ESTUDIO DEL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN EN REACTORES DE BIOPELÍCULAS SUMERGIDAS MÓVILES CON ASTILLAS DE MADERA COMO SOPORTE" presentado por el ciudadano: Willian Fernández, alumno regular del Programa de Maestría en INGENIERIA AMBIENTAL, reúne los requisitos exigidos para la inscripción.

El Prof. Rafael Dautant, aceptó la tutoría de este Trabajo, según Constancia anexa.

En Valencia, a un día del mes de marzo del año Dos mil Diecisiete.

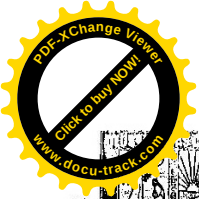
Por La Comisión Coordinadora:

Prof. Adriana Márquez
Jefe del Programa

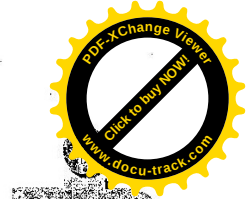


Prof. Auxilia Mallia
Miembro

Prof. Bettys Farías
Miembro



UNIVERSIDAD DE CARABOBO
FACULTAD DE INGENIERIA
DIRECCIÓN DE ESTUDIOS PARA GRADUADOS
SECCIÓN DE GRADO



ACTA DE DISCUSIÓN DE TRABAJO DE GRADO

En atención a lo dispuesto en los Artículos 137, 138 y 139 del Reglamento de Estudios de Postgrado de la Universidad de Carabobo, quienes suscribimos como Jurado designado por el Consejo de Postgrado de la Facultad de Ingeniería, de acuerdo a lo previsto en el Artículo 135 del citado Reglamento, para estudiar el Trabajo de Grado titulado:

“ESTUDIO DEL PROCESO DE DESNITRIFICACIÓN EN REACTORES DE BIOPELÍCULAS SUMERGIDAS MÓVILES CON ASTILLAS DE MADERA COMO SOPORTE”

Presentado para optar al grado de **MAGÍSTER EN INGENIERIA AMBIENTAL** por el (la) aspirante:

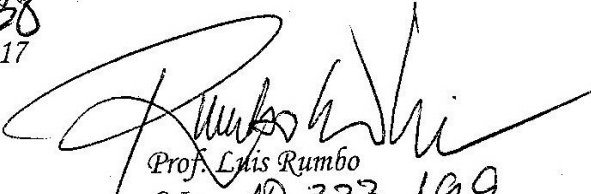
WILLIAN FERNÁNDEZ
V.- 17.179.100

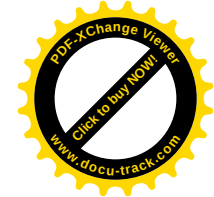
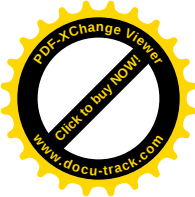
Habiendo examinado el Trabajo presentado, decidimos que el mismo está **APROBADO.**

En Valencia, a los treinta y un (31) día del mes de Marzo del año dos mil diecisiete.


Prof. Rafael Dautant
C.I.: 3919538
Fecha: 31/03/2017


Prof. Samuel Cárdenas
C.I.: 19.753.640
Fecha: 31/03/2017
FE: 27/03/2017 /D6.-


Prof. Luis Rumbo
C.I.: 10.323.199
Fecha: 31/03/2017



RESUMEN

Estudio del proceso de desnitrificación en reactores de biopelículas sumergidas móviles con astillas de madera como soporte

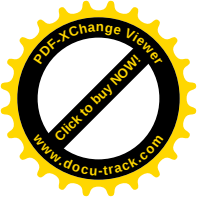
Autor: Ing. Willian Fernández

Tutor: MSc. Rafael Dautant

Fecha: 6 de Marzo de 2017

En las aguas residuales, la mayor parte del nitrógeno se encuentra en forma de nitrógeno orgánico y amoniacal, que puede ocasionar problemas de hipereutrofización en lagos y embalses. Para eliminar el nitrógeno remanente que los sistemas convencionales no pueden, se usa el proceso de nitrificación seguido de la desnitrificación. La propuesta hecha involucró el uso de astillas de madera como soporte en reactores de biopelículas sumergidas móviles que fueron diseñados y construidos, se estudió el proceso de desnitrificación, evaluando el efecto de factores como la carga hidráulica, carga orgánica, el factor de recirculación y factor de mezclado, sobre varios parámetros como la DBO, DQO, nitratos, nitritos, nitrógeno total y pH. Además, se estableció la eficiencia de remoción en los reactores a diferentes condiciones. El proceso de aclimatación del sistema biológico al efluente sintético preparado a base de melaza de caña y urea, duró 73 días. Se estableció que la carga orgánica e hidráulica no tienen un efecto determinante en la remoción de la DBO y del nitrógeno total, mientras que la relación de recirculación evidenció un efecto proporcional con tendencia a alcanzar la estabilidad. Las eficiencias de remoción promedio fueron de 85% para la DBO, 72% para el nitrógeno total, 87% para la DQO, 97% para NO_3 y 88% para NO_2 , con ciertas variaciones dependiendo de las condiciones estudiadas. Así mismo, se estimaron las cargas volumétricas y específicas de NO_3 removidos, donde los resultados más elevados se dieron en el ensayo con carga hidráulica de alta rata y DBO a la entrada más elevado, con 2,28 kg de $\text{NO}_3/\text{m}^3\text{-d}$ y 27,9 g de $\text{NO}_3/\text{m}^2\text{-d}$, respectivamente, evidenciando la importancia de la carga orgánica e hidráulica en el proceso de desnitrificación.

Palabras claves: desnitrificación, soporte, astillas de madera, nitratos.



CAPÍTULO I

EL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN U OBJETO DE CONOCIMIENTO

1.1. Planteamiento del problema.

Necesitamos agua para nuestra supervivencia, para cultivar, para generar energía y para producir los bienes que utilizamos todos los días. Aunque menos del 1% del agua de la tierra es accesible para satisfacer el uso humano directo (UNESCO-WWAP, 2006), hay suficiente agua disponible para satisfacer las necesidades humanas y ambientales. El reto es asegurar suficiente agua de buena calidad sin destruir los ecosistemas de donde la tomamos como ríos, lagos y acuíferos.

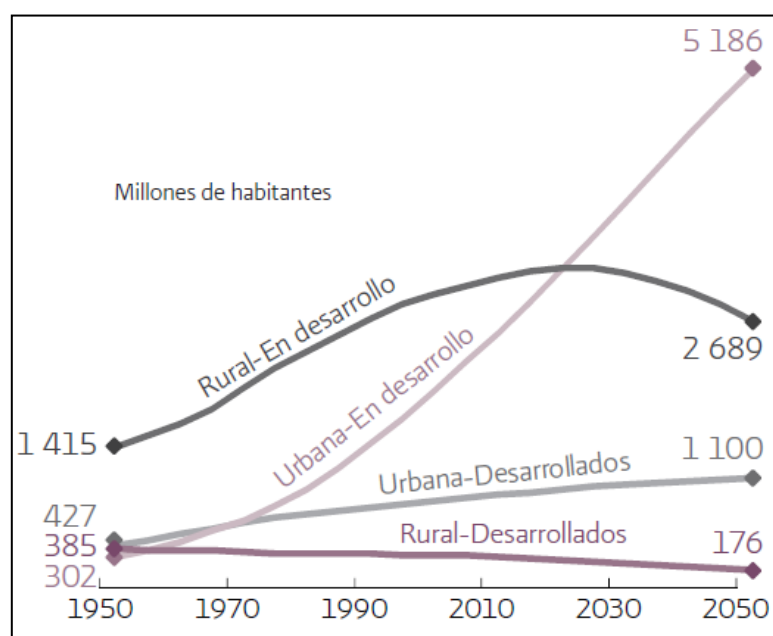


Figura 1. Población mundial según regiones y desarrollo.

Fuente: Estadísticas del agua en México (2011).

Los mayores impactos en los ecosistemas dulceacuícolas incluyen el aumento de la fragmentación de los ríos, la extracción excesiva y la contaminación del agua. El aumento de la demanda de agua y energía hidroeléctrica debido al crecimiento poblacional (sobre todo en zonas urbanas en desarrollo, como se observa en la figura 1), junto a los esfuerzos por controlar las inundaciones y la navegación fluvial, han llevado a la construcción de presas y otras infraestructuras como esclusas, presas mini hidráulicas y diques en la mayor parte de los grandes ríos del mundo. De los

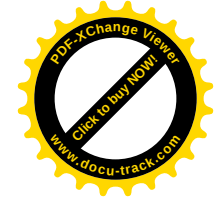
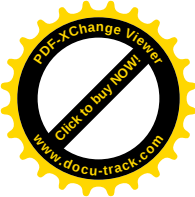
177 grandes ríos con una longitud de más de 1.000 km, sólo 64 se mantienen con el caudal inalterado, libres de obstáculos como presas y otras barreras (WWF, 2006). Las infraestructuras hídricas pueden tener beneficios, pero también tienen impactos muy graves sobre los ecosistemas dulceacuícolas y sobre las personas que dependen de los servicios que proporcionan dichos ecosistemas. Las presas alteran los regímenes fluviales cambiando la cantidad, duración y calidad del agua que fluye río abajo. Se estiman que hay cerca de 500 millones de personas que han visto su forma de vida afectada por la construcción de presas.

Tabla 1. Países del mundo con mayor extracción de agua y porcentaje de uso agrícola, industrial y abastecimiento público.

Nº	País	Extracción total de agua (km ³ /año)	% Uso agrícola	% Uso industrial	% Uso abastecimiento público
1	India	761.0	90.4	2.23	7.4
2	China	554.1	64.6	23.21	12.2
3	Estados Unidos de América	478.4	40.2	46.11	13.7
4	Pakistán	183.5	94.0	0.76	5.3
5	Irán	93.3	92.2	1.18	6.6
6	Japón	88.4	62.5	17.87	19.7
7	Indonesia	82.8	91.3	0.68	8.0
8	México	80.6	76.7	9.20	14.1
9	Filipinas	78.9	83.1	9.45	7.4
10	Vietnam	71.4	68.1	24.14	7.8

Fuente: FAO (2008). Information System on Water and Agriculture, Aquastat.

En las últimas décadas el aumento de la extracción de agua ha provocado que algunos de los ríos más importantes estén sin agua. Por ejemplo, el río Amarillo de China dejó de fluir río abajo y en su desembocadura durante largos periodos de tiempo en los años 90; las dificultades para mantener el caudal del río Murray en Australia están bien documentadas; y el río Grande, que forma la frontera natural entre EE.UU. y México, está seco en muchos



tramos. En el siglo XX, mientras la población mundial se triplicó las extracciones de agua se sextuplicaron. Esta situación aumenta el grado de presión sobre los recursos hídricos a nivel mundial. En la tabla 1 se muestran los países del mundo con mayor extracción de agua, donde el principal uso del recurso hídrico a nivel mundial, conforme a estimaciones de la FAO, es el agrícola, con el 72% de la extracción total.

Después de utilizar el agua con fines domésticos, industriales y agrícolas, la cantidad de agua que no se ha evaporado vuelve a los ecosistemas dulceacuícolas. Estos flujos de retorno están a menudo cargados de nutrientes, contaminantes y sedimentos. También pueden tener más temperatura que las aguas que las reciben, como pasa, por ejemplo, con la utilizada para enfriar en las centrales térmicas. Cada día, dos millones de toneladas de residuos y aguas residuales entran en las aguas del mundo (UNESCO-WWAP, 2003). La situación es especialmente grave en los países en vías de desarrollo, donde el 70% de los residuos industriales no tratados se vierte directamente y contamina los suministros de agua existentes (UN-Water, 2009). La consecuente reducción de la calidad del agua tiene profundos impactos sobre la salud de las especies y los hábitats. Además, su mala calidad afecta a la salud de los usuarios río abajo.

En el año 2000, la Organización de las Naciones Unidas (ONU), estableció los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), con el fin de reducir la pobreza extrema para el año 2015. El objetivo número siete, “Garantizar la sostenibilidad del medio ambiente”, cuenta con la meta 7.C, relacionada al agua potable y saneamiento, que establece reducir a la mitad la proporción de personas sin acceso sostenible a fuentes de abastecimiento de agua potable mejoradas y a servicios de saneamiento mejorados, entre el año de referencia (1990) y el 2015.

Para el año 2008, si bien el 87% de la población mundial y el 84% de la población en países en vías de desarrollo tenían acceso a fuentes de abastecimiento de agua potable mejoradas, alrededor de 884 millones de personas seguían sin disfrutar de ese beneficio. En tanto que el 61% de la población mundial y el 52% de la población en vías de desarrollo tenían acceso a servicios de saneamiento mejorados, sin embargo aproximadamente 2,600 millones de personas no disponían de ese beneficio. Es de notar la disparidad entre ambos servicios, por lo que en tanto el agua potable

se considera en vías de alcanzar el objetivo al efecto, la meta de saneamiento se considera en riesgo de no alcanzarse. En la figura 2 se muestra la cobertura de saneamiento de agua a nivel mundial.

La meta 7.C de los ODM debe contemplarse bajo dos ópticas. La primera es la íntima relación que existe entre la salud y el agua, por lo cual la ampliación en la cobertura del servicio de agua potable y saneamiento contribuiría a reducir la mortalidad por estos padecimientos. La segunda, en general es el efecto que tendría el cambio climático sobre el recurso hídrico y en particular sobre la disponibilidad del agua y su calidad. Es importante mencionar, haciendo énfasis en el saneamiento del agua, que la figura 2 hace referencia a la capacidad instalada de tratamiento de aguas residuales para el año 2008.

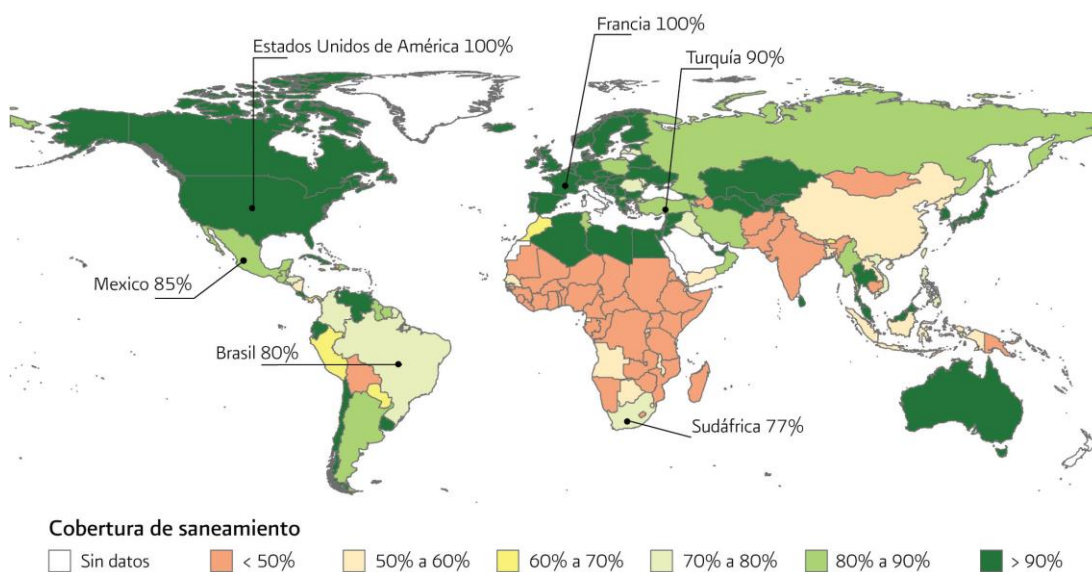
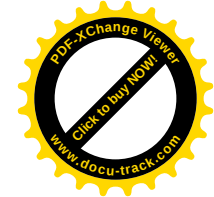
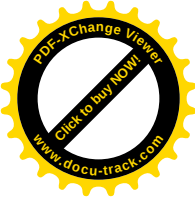


Figura 2. Cobertura de saneamiento de agua en el mundo.

Fuente: UNICEF (2010).

Actualmente, es preocupante el inadecuado manejo de las aguas servidas y residuales que contaminan las fuentes de aguas superficiales y subterráneas, deterioran el paisaje, y comprometen los atributos fisicoquímicos y naturales de ríos, riachuelos, lagunas, lagos y playas a nivel nacional. A este problema, se une la mala gestión de las lluvias, y el limitado tratamiento y acceso al agua potable. Tales problemáticas se agravan al

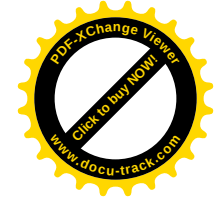
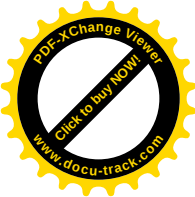


notar los pocos esfuerzos en materia educativa ambiental, que formen en valores a la ciudadanía y promueva nuevas actitudes en favor de un ambiente sano y ecológicamente equilibrado (VITALIS, 2013).

De esta forma, la diferencia entre el estado de los sistemas de tratamiento y la capacidad instalada en el país, se explica por diversas razones. No existe una definición uniformemente aplicada sobre los costos provenientes de la prestación de los servicios, de lo cual se deriva que la relación entre tarifas y costos sea también variable (casi siempre se trata de un servicio subsidiado por el estado). Esto trae como consecuencia, el no poder aplicar los planes de mantenimiento preventivo para asegurar la operación continua y eficiente de los procesos de depuración. Por otro lado, la politización de algunos entes tradicionalmente técnicos en el sector hídrico (MINEA, HIDROVEN y filiales), pudiera debilitar su actuación profesional y especializada en la gestión del recurso agua, en cualquiera de sus áreas de actuación.

Es contradictorio, que a pesar de los adelantos en ingeniería sanitaria y diseños de sistemas de tratamiento de aguas residuales, los cuales son cada día más completos y eficaces, logrando remociones de hasta 95% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), mediante procesos biológicos, la situación venezolana en cuanto a los sistemas de saneamiento, se encuentre en estado de alerta. Estos sistemas de depuración se caracterizan por estar formados de equipos de grandes dimensiones, con sistemas de aireación y movimiento que tienen requerimientos de potencia elevados, y efluentes generados en grandes volúmenes, con un grado de nitrificación (transformación de amonio en nitratos y nitritos) que en ocasiones puede ser alto. Entre estos sistemas de tratamiento secundario se pueden mencionar los de lodos activados, lagunas de estabilización, biopelículas sumergidas, biodiscos, filtros percoladores, entre otros. Estos pueden trabajar bajo condiciones aerobias, anaerobias, anóxicas, o con sistemas híbridos que combinen estos medios.

En las aguas residuales, la mayor parte del nitrógeno se encuentra en forma de nitrógeno orgánico (como aminoácidos, proteínas y carbohidratos) y amoniaco (como urea de la orina), que puede ocasionar problemas de hipereutrofización en lagos y embalses, a causa de la presencia de concentraciones significativas de estos nutrientes. Se estima que los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales, logran eliminar



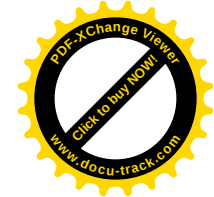
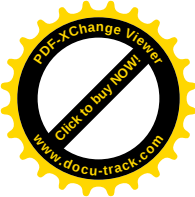
sólo el 30% del nitrógeno inicial. Para eliminar este nitrógeno remanente, se usa el proceso de nitrificación (ya mencionado anteriormente en los sistemas de tratamiento secundario), seguido de la desnitrificación (Lozano, 2012).

Los reactores de biopelículas sumergidas específicamente, requieren el uso de soportes donde se de la formación de biomasa, y con esto la reducción de la DBO y variación de otros parámetros como el nitrógeno. Los materiales usados como soporte usualmente (roca, clínker, plásticos sintéticos), no tienden a ofrecer eficiencias de remoción de la DBO adecuadas, algunos son de costo elevado y generan efluentes parcialmente nitrificados. Especialmente en los reactores de baja y mediana carga, se tienden a obtener eficiencias de remoción de la DBO muy variantes, de 30 a 90% en los de baja carga y 50 a 70% en los de carga intermedia, y efluentes con grados de nitrificación que pueden ser altos hasta parciales, respectivamente. Esto se debe a que solo los niveles superiores del mismo presentan un desarrollo elevado de película biológica, como consecuencia de ello, en las zonas inferiores pueden proliferar bacterias nitrificantes autótrofas que oxidan el nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos.

La generación de nitratos y nitritos en los efluentes de estos reactores y otros sistemas biológicos aerobios, hace necesaria su eficiente remoción para evitar la eutricación de las masas hídricas que la reciban. En efecto, el nitrógeno inorgánico constituye uno de los macronutrientes más importantes para soportar el crecimiento de productores primarios en un ecosistema acuático (por ejemplo, algas).

Ante tal problemática, es inquietante e imperante la búsqueda de alternativas que busquen mejorar la eficiencia de estos sistemas de reactores de biopelículas sumergidas móviles, mediante el uso algún soporte de bajo costo (como por ejemplo, un residuo proveniente de algún proceso productivo), que ofrezca mayor grado de remoción de la DBO y logre la desnitrificación del efluente.

Se puede apreciar que, los ecosistemas forestales proporcionan materiales de construcción como la madera, que además sirve para hacer papel, combustible, alimentos y plantas medicinales. La considerablemente mayor productividad de las plantaciones forestales frente a los bosques naturales proporciona nuevas oportunidades para el futuro abastecimiento de madera, pulpa, biocombustibles y biomateriales, así como crecimiento económico y



empleo (se estima que 13 millones de hectáreas fueron perdidas cada año, entre el 2000 y 2010). Esto trae consigo, una alta generación de residuos como astillas, en los procesos de corte y refinación de la madera.

Por ello, buscando dar provecho a este residuo surgió la propuesta de uso de astillas de madera como soporte en reactores de biopelículas sumergidas móviles, ya que se trata de un material económico obtenido del residuo resultante de los procesos de aprovechamiento de la madera. Para investigar este material como soporte del reactor, se estudió el proceso de desnitrificación, evaluando el efecto de factores como la carga hidráulica, carga orgánica, el factor de recirculación y factor de mezclado, sobre varios parámetros como la DBO, DQO, nitratos, nitritos, nitrógeno total, sólidos suspendidos y pH. Además, se estableció la eficiencia de remoción en los reactores a diferentes condiciones.

1.2. Objetivos de la investigación.

Objetivo general

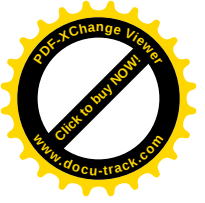
Estudiar el proceso de desnitrificación en reactores de biopelículas sumergidas móviles con astillas de madera como soporte.

Objetivos específicos

- Construir los reactores de biopelículas sumergidas móviles a escala de laboratorio.
- Evaluar el proceso de desnitrificación de aguas residuales en los reactores construidos.
- Determinar la eficiencia de remoción de nitratos, nitritos, DBO, DQO y nitrógeno total del proceso.

1.3. Justificación de la investigación.

A través del desarrollo del proyecto de investigación se puede ofrecer como opción de tratamiento secundario los reactores de biopelículas sumergidas móviles con un tipo de soporte alternativo (debido al uso de astillas de madera), donde se conjuga la solución de varios problemas ambientales,



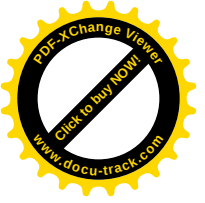
como el aprovechamiento de los residuos de los procesos de reforestación(en este caso, el uso de dichas virutas) y lograr la depuración o reducción de la DBO, nitritos, nitratos y nitrógeno total de aguas residuales de distintas fuentes.

Actualmente, los altos costos de instalación y operación de los equipos de tratamiento biológico convencionales, su baja disponibilidad y la poca accesibilidad a sopladores y equipos de aireación mecánica, sobre todo por la situación económica que somete al país, hace necesario llevar a cabo estudios de investigación que busquen alternativas de tratamiento de aguas, que consigan resultados de mayor eficiencia, para así establecer el comportamiento de diferentes parámetros (nitritos, nitratos, nitrógeno total, DBO) ante la fluctuación de variables de proceso como carga hidráulica, carga orgánica, el factor de recirculación y necesidad de mezclado.

Así mismo, la mayor cantidad de referencias y datos encontrados en la bibliografía sobre los soportes usados en reactores de biopelículas sumergidas móviles, hacen mención y sugerencias a rellenos comunes como roca, clínker y algunos plásticos sintéticos (polietileno, polipropileno, poliestireno, poliuretano y otros). Es de notar, que la información conseguida abarca hasta datos de diseño como constantes necesarias en el dimensionamiento de estos reactores biológicos. Soportes como la roca y el clínker por su elevado peso, tienden a hacer necesario el diseño de los reactores con materiales de construcción resistentes, en el proceso de desnitrificación dificultan el necesario mezclado debido al alto peso y las cargas hidráulicas que soportan son bajas.

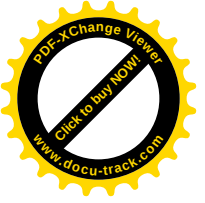
Por otro lado, los materiales sintéticos como el plástico tienen la ventaja de ser buenos soportes nitrificantes al ser usados en conjunto con rocas mediante procesos de doble etapa, son de fácil mezclado, pero su uso (si se trata de materiales reusados) requiere de procesos de separación y acondicionamiento que lo hacen costoso. Son más costosos aún, si su aplicación se da con materiales nuevos.

En este punto radica la importancia del uso de las astillas de madera, debido a su tamaño y espesor no son materiales de alto peso, esto facilita su mezclado en el proceso de desnitrificación (anóxico), soporta altas cargas hidráulicas, son económicos ya que son obtenidas directamente como un subproducto de los procesos de reforestación y aprovechamiento de la



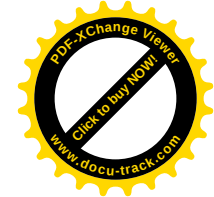
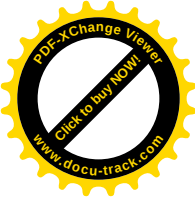
madera, así no requieren segregación, ni tratamiento o algún otro tipo de acondicionamiento, en dado caso solo se necesitaría del corte a tamaños adecuados.

El trabajo representa un gran aporte a la investigación, ya que arroja datos del proceso de desnitrificación de aguas residuales (eficiencia de remoción de contaminantes), se establecen las características que deben poseer las astillas de madera a la hora de su selección para lograr una adecuada depuración (como su tamaño y necesidad de mezclado).



CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

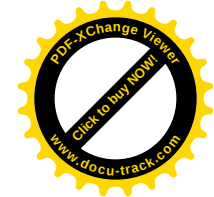
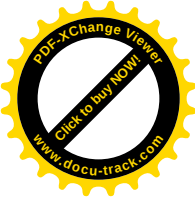


2.1. Antecedentes.

- Durán, S. y Beristaín, R. (2013). **Conducta metabólica de un consorcio desnitrificante para la eliminación de fenol y nitrito, empleando un reactor de lecho empacado.** Proyecto de Investigación realizado en el Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Las aguas residuales provenientes de la industria petroquímica tienen un gran impacto ambiental debido a la elevada concentración de amonio y compuestos aromáticos. Los compuestos fenólicos son los contaminantes mayoritarios en estos tipos de efluentes y pueden ser cancerígenos, mutagénicos y teratogénicos. Estos efluentes representan un gran desafío para su tratamiento antes de ser descargados en los cuerpos receptores, debido a su complejidad química. El proceso de nitrificación parcial (formación de nitrito) acoplado a un proceso desnitrificante es una alternativa biológica y puede ser aplicado para la eliminación de estos contaminantes. En este trabajo se evaluó el aspecto hidrodinámico y fisiológico en un reactor de lecho empacado (soporte de anillos elaborados con material de polietileno) para la eliminación simultánea de nitrito y fenol. La hidrodinámica se evaluó estimando la distribución de tiempos de residencia (DTR) a 4 tiempos de residencia hidráulica (5, 10, 18 y 25 horas). Los coeficientes de dispersión indicaron que el patrón de flujo fue intermedio, entre el flujo pistón y el de mezcla completa, obteniéndose volúmenes muertos alrededor del 40%. En el TRH de 25 h y en el estado estacionario, la eficiencia de remoción para el fenol fue de 98.9%, y la de nitrito de 83%. El nitrito se recuperó principalmente como N_2 , con un rendimiento de N_2 de 0,66. Posteriormente, el TRH se incrementó a 40 h, para tener evidencia si la baja eficiencia de consumo de nitrito fue un problema hidrodinámico o metabólico. La respuesta respiratoria sugirió que la baja eficiencia de consumo de nitrito no fue un problema hidrodinámico, sino un problema metabólico inducido posiblemente por el nitrito. Sin embargo, este estudio dio las primeras evidencias del potencial del nitrito para eliminar el fenol en un reactor continuo de lecho empacado.

Este proyecto sirvió para la comparación de resultados, en cuanto a remoción de nitritos debido al tipo de soporte aplicado (material sintético), y así, contar con un patrón de referencia.



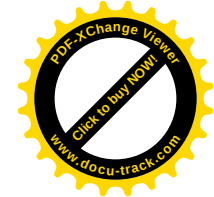
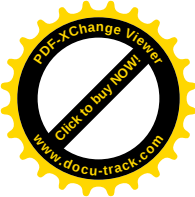
- Mallia, A.; Dautant, R.; Niño, Z. y Sierra, A. (2012). **Evaluación del proceso de desnitrificación en reactores escala piloto tipo bioactivados rds con remoción de nutrientes.** Proyecto de Investigación publicado en la Revista Ingeniería y Sociedad UC, volumen 7, número 1, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.

Se evaluó el proceso de desnitrificación en reactores escala piloto tipo Bioactivado RDS con remoción de nutrientes. El sistema combinó zonas anaerobia, anóxica, reactor de biomasa suspendida y un reactor de biopelícula móvil sin sedimentación intermedia, se utilizó un efluente sintético constituido por azúcar, urea y trípoli fosfato de sodio con cantidades acordes a la relación 100:5:1 de DBO:N:P. El sistema se estudió durante 9 semanas con cargas entre 1000 y 2000 mg/L de DBO a distintos caudales de operación; se determinaron las cantidades de nitrógeno total (Nt) a la entrada y salida del sistema así como también a la salida de la zona anóxica, se analizó la influencia de la relación nitrógeno-carbono en la remoción de Nt, los análisis se realizaron bajo los métodos sugeridos por el Standard Methods. Se obtuvieron valores de nitrógeno total entre 90.78 y 97.69% y respecto a la DBO sobre el 99%, los cuales fueron independientes de las condiciones aplicadas al sistema. Las relaciones de carbono-nitrógeno C/N logradas variaron entre 0.37y 8.27.

Este proyecto aportó parte de la metodología empleada en la formulación del efluente sintético y en el establecimiento de las condiciones para cada corrida o ensayo para la evaluación del proceso de desnitrificación. Estas condiciones fueron la carga hidráulica, carga orgánica, factor de recirculación, entre otros.

- Arriechi, G., Contreras, J. y Marcano, L. (2011). **Evaluación del proceso de desnitrificación en el módulo 4 de la planta de tratamiento de aguas residuales La Mariposa 1.** Proyecto de Investigación publicado en la Revista Ingeniería UC, volumen 18, número 3, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.

En este proyecto se evaluó el proceso de desnitrificación en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales para conocer la eficiencia en la remoción del nitrógeno y proponer un método operativo del mismo. Se identificaron parámetros que intervienen en el proceso de desnitrificación, se verificó la

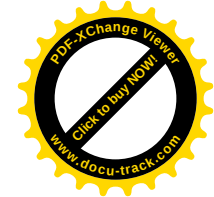
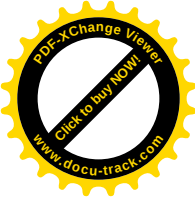


operación según los parámetros de diseño establecidos y se realizó la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en diferentes etapas, durante un período de 30 días. Se determinaron los parámetros: oxígeno disuelto, DBO, DQO, nitratos, nitrógeno total y amoniacal, pH y temperatura. El oxígeno disuelto se ubicó por encima de los $(3,00 \pm 0,01)$ mg/L, lo cual afectó la eficiencia del proceso de desnitrificación al limitar considerablemente la existencia de la zona anóxica y la remoción de los nitratos en las aguas tratadas. Por consiguiente, se propuso un modo de operación viable y económico del módulo en estudio para evitar la sobre oxigenación y garantizar una mezcla homogénea.

El aporte de este proyecto fue la determinación de los parámetros a considerar para la evaluación del proceso de desnitrificación. Entre los que servirán de monitoreo para llevar a cabo el proceso en forma adecuada se encuentran el oxígeno disuelto y pH. El resto como la DBO, nitratos y nitrógeno total, serán la base para establecer la eficiencia de remoción.

- González, M. y Saldarriaga, J. (2008). **Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio**. Proyecto de Investigación publicado en la Revista EIA, ISSN 1794-1237 Número 10, p. 45-53, Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín, Colombia.

Este trabajo muestra los resultados experimentales de una serie de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P), empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media. Se utilizó un sistema tipo A₂O (anaerobio-anóxico-aerobio), que se desarrolló en dos etapas. La etapa preliminar duró 60 días y comprendió, además de la aclimatación del lodo biológico, el ensayo de espuma de poliuretano, como material de soporte en la etapa aerobia. La etapa secundaria duró 280 días más, en los que el sistema alcanzó una estabilidad, lográndose un aumento notable en las eficiencias promedio de remoción de 92,5% en materia orgánica, 87,7% en nitrógeno y 83,5% en fósforo. Se realizó un seguimiento permanente a parámetros tales como el oxígeno disuelto (OD) y el potencial de óxido reducción (ORP), que variaron de acuerdo con el proceso correspondiente a cada unidad de tratamiento, y el pH, que permaneció en valores superiores a 7,2 unidades, garantizando la viabilidad del proceso de nitrificación

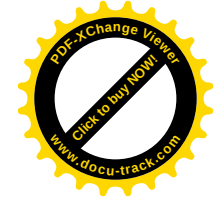
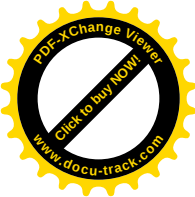


desnitrificación. Adicionalmente, se realizó un estudio hidráulico con trazadores para evaluar el efecto del material de soporte en el régimen hidráulico de la unidad aerobia.

El aporte de este proyecto fue la metodología usada para el proceso de aclimatación de los microorganismos, el establecimiento de los parámetros a controlar para lograr la inoculación de las bacterias en el soporte, así mismo, se tomaron datos para la formulación del efluente sintético.

- Pérez, M. y Dautant, R.(2005). **Estudio del proceso de remoción de fósforo y nitrógeno en un reactor discontinuo secuencial (SBR) variando los tiempos de ciclo.** Proyecto de Investigación de la Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.

El trabajo tuvo como objetivo el estudio experimental del proceso de remoción conjunta de nitrógeno (N) y fósforo (P) en un reactor por cargas secuencial (RCS o SBR como son sus siglas en inglés). La metodología seguida para el desarrollo de esta investigación contemplo la realización de tres fases a través de la experimentación, con mediciones de campo y análisis de laboratorio en un RCS a escala laboratorio de 60 litros existente, usando una solución sintética equivalente a un agua servida diluida, variando los ciclos de operación del sistema para obtener datos que amplíen el espectro de datos en este campo. Los resultados del tratamiento de remoción de nitrógeno y fósforo para el efluente sintético con un contenido de nitrógeno 17 ± 5 mg/l, fósforo 20 ± 4 mg/l y con una DBO de 200 ± 37 mg/l, en ciclos de 6 horas: llenado, reacción, sedimentación y vaciado, señalaron conclusiones específicas a saber: el equipo RCS es muy eficiente para la remoción de material orgánico carbonoso en la etapa aeróbica, con remociones de 95-99% para la DBO. Se logró nitrificación y desnitrificación lo que significa que el sistema ecológico desarrollado por el lodo anóxico-aeróbico cargado para el arranque se aclimato y la selección de biomasa para este proceso fue adecuada al proceso de eliminación biológica de nitrógeno. Se obtuvo reducción de fósforo, sin embargo los resultados obtenidos no son concluyentes en cuanto a establecer que la disminución de este parámetro ocurrió por la asimilación normal del fósforo a la biomasa o por un desarrollo insípido de las bacterias PAO.



De este proyecto se tomó la metodología en cuanto al proceso de aclimatación de los microorganismos y el establecimiento de los parámetros a controlar para lograr la inoculación de las bacterias en el soporte.

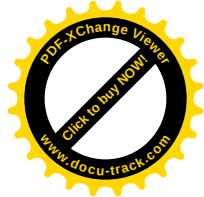
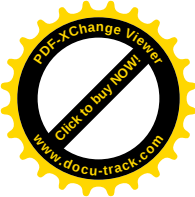
2.2. Revisión bibliográfica.

- Plantas de tratamiento de aguas residuales.

Rivas (1978) en su definición cita a su vez a la Federación para el Control de la Polución del Agua (WPCF, por sus siglas en inglés), diciendo textualmente que son aquellas que: “deben ser diseñadas, construidas y operadas con el objeto de convertir el líquido cloacal proveniente del uso de las aguas de abastecimiento, en un efluente final aceptable; y para disponer adecuadamente de los sólidos ofensivos que necesariamente son separados durante el proceso”.

La formulación de un plan de depuración, podría resumirse en los siguientes puntos: la caracterización, que incluye la consideración del origen y naturaleza de las aguas residuales, estado de las redes de alcantarillado, localización y características de los puntos de vertido y dinámica de contaminación de los cauces fluviales receptores de los vertidos; un diagnóstico ambiental con la evaluación de impacto ambiental; establecimiento de objetivos de calidad con el planteamiento de metas alcanzables y necesarias; propuesta y estudio de las soluciones técnicas que conlleva la comparación técnica y económica (incluye planes de financiación y costos de mantenimiento y operación); selección de la mejor combinación de procesos y conveniencia tecnológica; aspectos institucionales y operativos (sostenibilidad técnica y financiera).

En este esquema básico de trabajo, se hace necesario conocer con certeza el agua residual que será depurada, la concentración de la materia orgánica que debe ser eliminada, su caudal, su carga contaminante y su equivalencia en el número de habitantes, entre otros. Estos datos de partida permiten efectuar una selección acertada de las unidades y de los criterios de diseño que deben emplearse para alcanzar las eficiencias requeridas por la normativa vigente.



Los procesos unitarios de una planta de tratamiento pueden involucrar tratamientos preliminares, primarios, secundarios o biológicos, y terciarios o avanzados. Entre los preliminares se mencionan los diferentes tipos de cribado como las rejillas gruesas y medianas, las rejillas, cedazos finos y micromallas, también se encuentran los trituradores y rasgadores. Entre los primarios se encuentran la sedimentación, flotación, separación de aceites, homogeneización, neutralización, precipitación, coagulación, floculación, entre otros. Así mismo, encontramos unidades de depuración secundaria como el de lodos activados (en todas las formas de biomasa suspendida), lagunas de estabilización, filtros biológicos (percoladores), biodiscos, biopelículas sumergidas, tratamientos anaerobios y anóxicos. Los sistemas avanzados incluyen el microtamizado, filtración, adsorción, intercambio iónico, osmosis inversa, electrodiálisis, cloración, ozonización, reducción de nutrientes y otros.

- Características y composición de líquidos residuales.

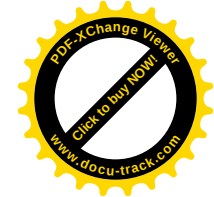
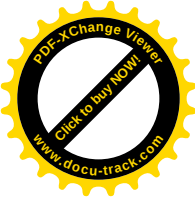
Las aguas residuales, tienen diversos orígenes (como doméstico, industrial, pecuario, agrícola, recreativo) que determinan sus disímiles características. Las aguas residuales pueden clasificarse de la siguiente manera:

Agua Residual Doméstica (ARD): residuos líquidos de viviendas, zonas residenciales, establecimientos comerciales o institucionales. Estas, además, se pueden subdividir en:

- Aguas Negras: aguas que transportan heces y orina, provenientes del inodoro.
- Aguas Grises: aguas jabonosas que pueden contener grasas también, provenientes de la ducha, tina, lavamanos, lavaplatos, lavadero y lavadora.

Agua Residual Municipal o Urbana (ARU): residuos líquidos de un conglomerado urbano; incluye actividades domésticas e industriales y son transportadas por una red de alcantarillado.

Agua Residual Industrial (ARI): residuos líquidos provenientes de procesos productivos industriales, que incluso pueden tener origen agrícola o pecuario.



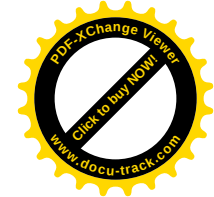
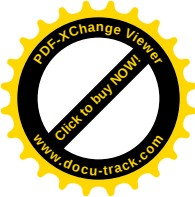
Una cuidadosa y completa caracterización de las aguas residuales que pretenden ser tratadas, es fundamental para asegurar el éxito de la depuradora. El fracaso de la mayor parte de las depuradoras, obedece a una mala caracterización de las aguas, ya que impide seleccionar correctamente los tratamientos y aplicar criterios adecuados para el diseño (Lozano, 2012). Entre las características se pueden mencionar:

Materia orgánica: es la fracción más relevante de los elementos contaminantes en las aguas residuales domésticas y municipales debido a que es la causante del agotamiento de oxígeno de los cuerpos de agua. Está formada principalmente por CHONS (Carbono, Hidrógeno, Oxígeno, Nitrógeno y Azufre) constituyendo las proteínas (restos de origen animal y vegetal), los carbohidratos (restos de origen vegetal), los aceites y grasas (residuos de cocina e industria) y los surfactantes (detergentes).

Oxígeno disuelto: es un parámetro fundamental en los ecosistemas acuáticos y su valor debería estar por encima de los 4 mg/L para asegurar la sobrevivencia de la mayor parte de los organismos superiores. Se usa como indicador de la contaminación o, por decirlo así, de la salud de los cuerpos hídricos. Para el correcto funcionamiento de los tratamientos aerobios de las aguas residuales, es necesario asegurar una concentración mínima de 1 mg/L.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): es una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica contenida en una muestra de agua, determinada por el consumo de oxígeno que hacen los microorganismos para degradar los compuestos biodegradables. Se evalúa analíticamente incubando una muestra con microorganismos por 5 días a 20 °C, tiempo después del cual se lee la concentración final de oxígeno y se compara con la inicial; esta prueba es conocida como DBO_5 o DBO estándar. También se hacen, eventualmente, pruebas a 7 días (DBO_7) y a 20 días (DBO última - DBO_u o total - DBO_t).

Demanda Química de Oxígeno (DQO): es también una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica contenida en una muestra. A diferencia de la DBO, esta prueba emplea un oxidante fuerte (dicromato de potasio - $K_2Cr_2O_7$) en un medio ácido (ácido sulfúrico - H_2SO_4) en vez de microorganismos. Para el control de una depuradora, este método se prefiere



sobre el de la DBO, debido a que el resultado de la DQO se obtiene en unas 3 horas y con un error mucho menor que la DBO obtenida a los 5 días.

Sólidos: la materia orgánica se presenta, a menudo, en forma de sólidos. Estos sólidos pueden ser suspendidos (SS), disueltos (SD), los que también pueden ser volátiles (SV), los cuales se presumen orgánicos, o fijos (SF) que suelen ser inorgánicos. Parte de los sólidos suspendidos pueden ser también sedimentables (SSed). Todos ellos se determinan gravimétricamente (por peso).

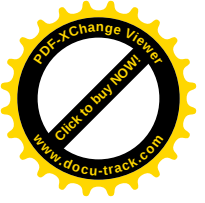
Potencial de hidrógeno (pH): tiene importancia en el control de los procesos biológicos del tratamiento de las aguas residuales (TAR). La mayoría de los microorganismos responsables de la depuración de las aguas residuales se desarrollan en un rango de pH óptimo entre 6,5 y 8,5 unidades.

Nitrógeno: es el componente principal de las proteínas y es un nutriente esencial para las algas y bacterias que intervienen en la depuración del agua residual. Puede presentarse en forma de nitrógeno orgánico (presente en las proteínas), nitrógeno amoniacal (producto de la descomposición del nitrógeno orgánico) y formas oxidadas como nitritos y nitratos. Valores excesivamente altos de nitrógeno amoniacal (>1500 mg/L) se consideran inhibitorios para los microorganismos responsables del TAR.

Fósforo: es, junto con el nitrógeno, un nutriente esencial para el crecimiento de los microorganismos. No obstante, valores elevados pueden causar problemas de hipereutrofización en los cuerpos de agua lóticos (lagos, embalses, lagunas).

Un vertido de aguas residuales aporta una gran cantidad de materia orgánica que sirve de alimento para hongos y bacterias encargados de la mayor parte de su descomposición. Finalmente, los protozoos ciliados se alimentan de las bacterias, puliendo u optimizando el tratamiento del agua. Entre estos organismos que dan las características microbiológicas al agua se encuentran:

Bacterias: son los principales responsables de la degradación y estabilización de la materia orgánica contenida en las aguas residuales. Su crecimiento óptimo ocurre a pH entre 6,5, y 7,5. Algunas de las bacterias son



patógenas, como la *Escherichiacoli*, indicador de contaminación de origen fecal.

Hongos: predominan en las aguas residuales de tipo industrial debido que resisten muy bien valores de pH bajos y la escasez de nutrientes.

Protozoos: en especial los ciliados, se alimentan de bacterias y materia orgánica, mejorando la calidad microbiológica de los efluentes de las PTAR.

Actinomicetos: son bacterias filamentosas conocidas por causar problemas en reactores de lodos activados, generando la aparición de espumas (foaming) y pérdida de sedimentabilidad del lodo, hinchamiento o bulking filamentoso, incrementando los sólidos del efluente y la disminución de la eficiencia del TAR. Uno de los actinomicetos más recurrente en los reactores es la *Nocardia*.

- Reactores de biopelículas sumergidas móviles.

Independientemente del sistema que sea seleccionado para la depuración de contaminantes del agua, una de las claves para el éxito del tratamiento biológico, es el mantener y aclimatar una biomasa saludable, suficiente en cantidad para manejar los flujos máximos y las cargas orgánicas a ser tratadas. En los reactores de biomasa fija, los microorganismos son retenidos en una superficie o soporte. El soporte puede ser movable o estacionario con relación al flujo de agua residual que pasa por la superficie del medio de soporte. Los procesos de biomasa fija han sido utilizados desde 1870 cuando la piedra era utilizada como medio de soporte en los filtros rociadores. Hoy en día, los materiales plásticos son utilizados como soportes y pueden proveer áreas superficiales muy grandes para que los microorganismos se puedan adherir, de hasta $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ en algunas aplicaciones (Camargo, 2011).

Estos reactores conocidos como MBBR por sus siglas en inglés (moving bed biofilm reactor), es un sistema de tratamiento biológico común similar al proceso de lodos activados, donde los microorganismos están mezclados con el material de desecho. Los sistemas de biopelículas se distinguen de otros tratamientos biológicos por el hecho de que la fase sólida y la líquida están separadas. En este proceso la biomasa es estática (adherida al

material de soporte), mientras que el fluido tratado está en movimiento (Cervantes, Pavlostathis y Van Haandel, 2006).

En la tecnología de reactores de biomasa adherida en un lecho móvil la biomasa crece protegida dentro de soportes plásticos específicos, los cuales han sido cuidadosamente diseñados con una alta área superficial interna. Estos soportes son suspendidos y mezclados en la fase líquida. Con esta tecnología es posible manejar condiciones de muy alta carga orgánica sin problemas de taponamiento y tratar tanto aguas residuales municipales como industriales. Esta estrategia operacional denominada configuración sumergida como se puede observar en la figura 3, presenta varias ventajas que se han establecido con el tiempo a través de numerosas investigaciones, entre estas se puede mencionar la baja presión de succión del agua tratada (13 kPa), tiempos de retención hidráulicos cortos (4 horas), altas cargas volumétricas (1,5 kg DQO/m³.d), y largos períodos de operación relativos (120 días) (Park, Chang y Lee, 2015). Otras ventajas importantes de este proceso se logran controlando algunas variables donde se puede llegar a alcanzar altas concentraciones de biomasa, mayor actividad metabólica unida a una alta concentración de nutrientes alrededor de la biomasa adherida, y mayor resistencia a sustancias tóxicas.

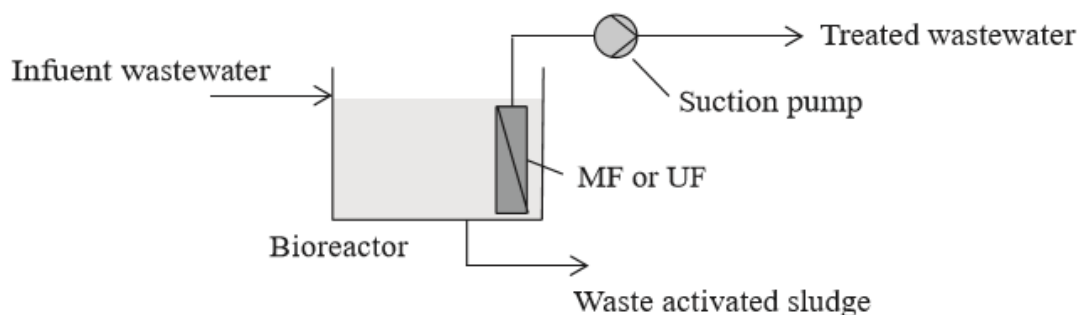
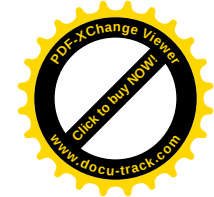
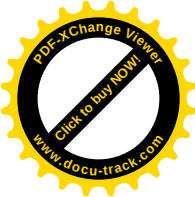


Figura 3. Tecnología de reactores de biopelículas sumergidas.
Fuente: Park, Chang y Lee (2015).

En los sistemas móviles, el material de soporte (roca, polietileno, carbón activado, polipropileno, poliuretano u otros), usados para incrementar el área superficial específica disponible para el crecimiento bacteriano, es ubicado en el recipiente y mantenido en suspensión por aireación y/o por mezclado



mecánico. Los sistemas de biopelículas móviles tienen la característica de requerir poco espacio por el uso de las biopelículas.

Los reactores de biopelículas sumergidas móviles son capaces de retener gran cantidad de biomasa que los hace compactos y muy indicados para el tratamiento de aguas residuales en plantas pequeñas. Diferentes tipos de reactores con biomasa fija son comercialmente usados, tanto para el tratamiento de las aguas municipales, como para el de efluentes industriales (Camargo, 2011). Las biopelículas también han sido utilizadas para tratar compuestos orgánicos volátiles (volatile organic compounds, VOC, por sus siglas en inglés). Se han realizado estudios a nivel piloto de remoción de VOC utilizando filtros rociadores y discos biológicos rotatorios. Los fundamentos, el diseño, la operación y aplicaciones del proceso de remoción de VOC fueron estudiados por Swanson y Loehr (1997). Ellos determinaron que en las condiciones adecuadas la remoción de los VOC alcanzaba eficiencias de 95-99% en filtros rociadores. En estos estudios se obtuvieron los parámetros claves del diseño y operación.

Los MBBR han sido aplicados exitosamente en plantas pequeñas de tratamiento de aguas residuales municipales donde la nitrificación y la desnitrificación son necesarias. Para el pretratamiento de aguas industriales el uso de los MBBR ha demostrado tener ventajas especialmente en los casos de aguas con alto contenido de materia orgánica o alto contenido de compuestos con baja biodegradabilidad. Otra ventaja es su capacidad de poder resistir choques de carga, como los que se experimentan en sistemas de flujo continuo para el tratamiento de aguas residuales con compuestos orgánicos inhibitorios, como los que se encuentran en los lixiviados de rellenos sanitarios y sitios destinados para confinamiento de residuos tóxicos.

El empaque plástico es el material más frecuentemente usado para el soporte de la biopelícula. Las propiedades más importantes son el área del lecho, la densidad, la rugosidad y porosidad, el porcentaje de espacios vacíos, la durabilidad, y su influencia en la efectividad del proceso. Grandes superficies permiten mas biomasa por unidad de volumen; mientras que más espacios vacíos permiten mas transferencia de oxígeno y reducen los problemas por taponamiento en los lechos fijos (Wuertz et al., 2003). Las densidades específicas de área de 100 a $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$ han sido probadas como viables (Wuertz et al., 2003; Schlegel and Koester, 2007, tomado de

Camargo, 2011). Hoy en día, los materiales plásticos más usados como soporte de las biomazas en los MBBR son: polietileno (PE), polipropileno (PP), cloruro de polivinilo (PVC) moldeado, fibras de poliéster o tiras de películas de PVC. Las propiedades del soporte que son de principal interés son: durabilidad, densidad de área específica (relación de la geometría de la superficie del área en relación al volumen) y el porcentaje de espacio vacíos.

- Formas y reacciones del nitrógeno en aguas residuales.

En aguas residuales y efluentes industriales, es común que el material nitrogenado este compuesto de amonio (en fase gaseosa como amoníaco o en su forma ionizada amoniacal) y nitrógeno orgánico (como urea, aminos y aminoácidos). En algunos tipos de efluentes industriales, se pueden conseguir otras formas oxidadas como nitratos y nitritos. La suma de las formas amoniacales y orgánicas del nitrógeno, es conocida como concentración de nitrógeno total Kjeldahl (Cervantes, Pavlostathis y Van Haandel, 2006).

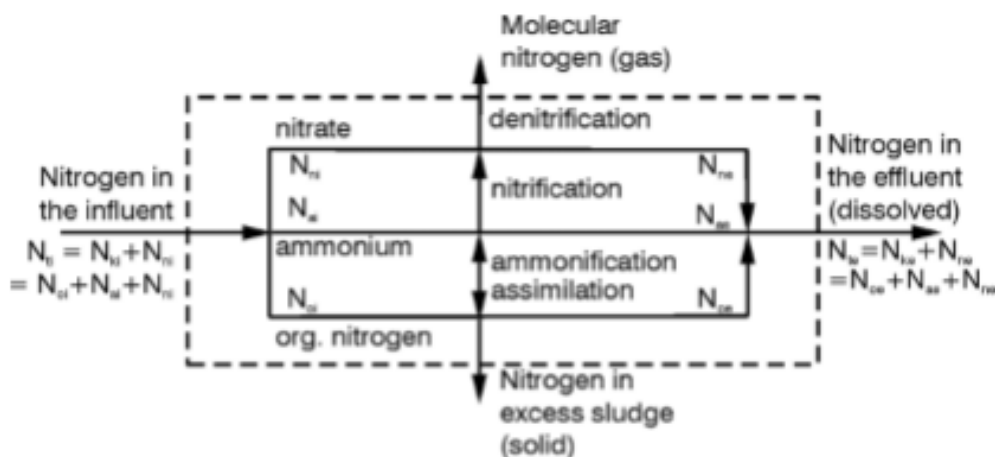
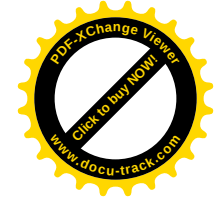
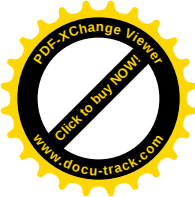


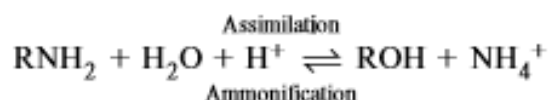
Figura 4. Representación esquemática de las formas y las reacciones de material nitrogenado en los sistemas de tratamiento de aguas residuales aeróbico.

Fuente: Cervantes, Pavlostathis y Van Haandel (2006).

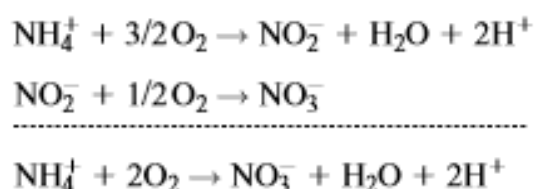


En los sistemas de tratamiento de aguas residuales aerobias, varios procesos pueden ocurrir que pueden cambiar la naturaleza de los compuestos nitrogenados. La figura 4 muestra los procesos más importantes que pueden ocurrir: (a) amonificación o el proceso inverso, la asimilación de amonio, (b) nitrificación y (c) desnitrificación.

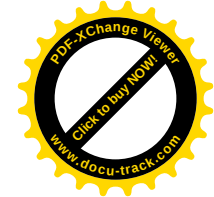
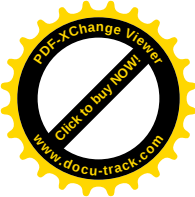
(a) La amonificación es la conversión de nitrógeno orgánico en amonio, mientras que la asimilación es el proceso inverso. La amonificación acompaña a la mineralización de la materia orgánica durante el metabolismo y ocurre en ambos procesos aeróbicos y anaeróbicos. La asimilación se produce durante la síntesis de los lodos cuando la bacteria satisface su demanda de nitrógeno como fuente de material. A pH neutro es predominante el amonio (NH_4^+) ionizado. Los procesos de asimilación y amonificación se pueden expresar como:



(b) La nitrificación es la oxidación biológica del amonio con nitrato como el producto final. La reacción requiere la mediación de bacterias específicas y se realiza en dos etapas secuenciales. En el primer paso, también llamado nitritación, el amonio es oxidado a nitrito por la acción de bacterias de los géneros Nitrosomonas. El segundo paso es la oxidación de nitrito a nitrato mediada por bacterias del género Nitrobacter. Tanto los Nitrosomonas y Nitrobacter desarrollan actividad bioquímica sólo en la presencia de oxígeno, es decir, que son estrictamente microorganismos aerobios. Los dos pasos pueden representarse de la siguiente forma:

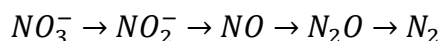


(c) El proceso de desnitrificación se refiere a la transformación de nitrato en nitrógeno gaseoso y será descrito a profundidad en el siguiente punto.



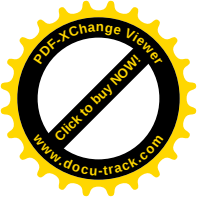
- Desnitrificación y zona anóxica.

La desnitrificación es la etapa siguiente a la nitrificación y que permite la transformación del nitrato en nitrógeno gaseoso que se escapa a la atmósfera. Esta etapa se desarrolla en un medio anóxico (sin oxígeno). En esta etapa, son fundamentales bacterias como: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcalibacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* *Spirillum*, para convertir las formas oxidadas de nitrógeno a otras fácilmente eliminables. El proceso de desnitrificación se puede representar con las siguientes reacciones:



Los últimos tres compuestos son gaseosos y se pierden hacia la atmósfera. Para el correcto funcionamiento de esta etapa de desnitrificación, se hace necesaria la ausencia de oxígeno que, de estar presente, inhibe por completo la actividad enzimática de los microorganismos encargados de la transformación de los nitratos. Así mismo, se debe mantener un pH entre 7 y 8. Esta desnitrificación puede llevarse a cabo en reactores de biomasa suspendida o de biomasa fija y puede requerirse una fuente adicional de carbono como el metanol (en algunas depuradoras, mezclan los efluentes del tratamiento secundario con aguas residuales brutas que contienen una importante cantidad de carbono como materia orgánica). Con este sistema se elimina cerca del 90% del nitrógeno total presente en el afluente.

Uno de los problemas que aún no se ha logrado solventar del todo, es la necesidad de mantener una agitación mecánica en el tanque de desnitrificación (reacción anóxica) para liberar con facilidad los gases de nitrógeno que se van produciendo y para mantener unas condiciones homogéneas y sin sedimentaciones en el reactor; esto deriva en la inevitable incorporación de oxígeno nocivo para el proceso. Así mismo, la necesidad de alimentación externa de carbono, se constituye también en una de las dificultades que abre excelentes oportunidades para la investigación.



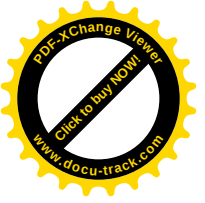
2.3. Definición de términos básicos.

Anóxico: un ambiente anóxico es aquel que carece de oxígeno. En el medio acuático, la contaminación por sustancias orgánicas favorece un intenso crecimiento bacteriano que consume el oxígeno disuelto en el agua.

Desnitrificación: es el proceso en ausencia de oxígeno, donde el nitrato se transforma en nitrógeno gaseoso que se incorpora a la atmósfera (Lozano, 2012).

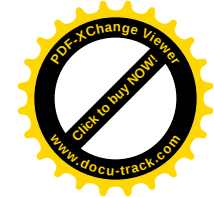
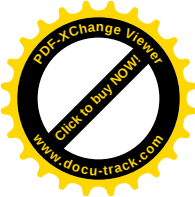
Soporte: se refiere usualmente a la roca triturada, piedra natural o material de manufacturación especial (del tipo plástico). Su tamaño es normalmente, de unos 5 a 10 cm de diámetro (2 a 4 pulgadas), cuyos valores dependen del tipo de filtro (Rivas, 1978).

Hipereutrofización: proceso natural en ecosistemas acuáticos, especialmente en lagos, caracterizado por un aumento en la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos, con los consiguientes cambios en la composición de la comunidad de seres vivos. Las aguas eutróficas en contraste con las oligotróficas son más productivas. Sin embargo, más allá de ciertos límites, el proceso reviste características negativas al aparecer grandes cantidades de materia orgánica cuya descomposición microbiana ocasiona un descenso en los niveles de oxígeno.



CAPÍTULO III

MARCO METODOLÓGICO



3.1. Tipo de investigación (diseño y nivel).

El tipo de investigación (según el diseño o estrategia metodológica usado) es experimental, según Sabino (2000) quien define lo siguiente: “la investigación experimental consiste en someter el objeto de estudio a la influencia de ciertas variables, en condiciones controladas y conocidas por el investigador, para observar los resultados que cada variable produce en el objeto. La variable a cuya influencia se somete el objeto en estudio recibe el nombre de estímulo”.

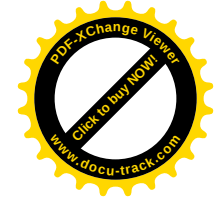
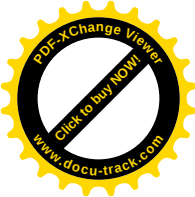
En función de lo descrito, se puede notar que el proyecto corresponde al tipo experimental ya que mediante la variación de condiciones de proceso como carga hidráulica, profundidad del lecho, carga orgánica, el factor de recirculación y necesidad de mezclado, es que se observó la influencia sobre parámetros como nitrógeno total, nitratos, nitritos y la DBO, monitoreando además propiedades como pH, temperatura y oxígeno disuelto. Con esta evaluación se determinó la eficiencia en la remoción de contaminantes.

El diseño de la investigación es la estrategia que adopta el investigador para responder al problema planteado (Arias, 2006). La investigación tiene un diseño experimental debido a que es un proceso que consiste en someter al objeto o grupo de individuos a determinadas condiciones o estímulos (variable independiente) para observar los efectos que se producen (variable dependiente). Además, se diferencia de la investigación de campo, debido a que se lleva a cabo manipulación y control de variables.

Por otro lado, se encuentra el nivel de investigación, que según Arias (2006) se refiere al grado de profundidad con que se aborda un objeto o fenómeno. En este caso, se trata de una investigación del tipo explicativa, ya que se encarga de buscar el por qué de los hechos mediante el establecimiento de relaciones causa-efecto.

3.2. Desarrollo experimental.

El desarrollo experimental del proyecto de investigación, estuvo dividido en tres fases, establecidas en los objetivos planteados, que contaron con un conjunto de actividades programadas para alcanzar el objetivo general. Estas se describen a continuación:



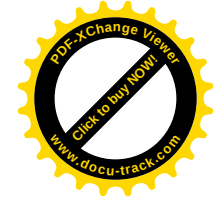
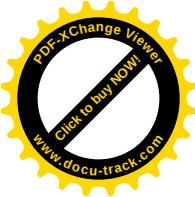
Fase I. Construcción de los reactores de biopelículas sumergidas móviles a escala de laboratorio.

Esta primera etapa consistió en la construcción de los reactores a nivel de laboratorio. Para ello, se llevaron a cabo tres (3) actividades que abarcaron: el diseño de los reactores, el ensamblado de los equipos y las pruebas correspondientes a los recipientes construidos.

- Diseño de los reactores: el dimensionamiento de los equipos para la evaluación del proceso de desnitrificación, se llevó a cabo considerando un efluente o agua residual con valor máximo de DBO de 1000 mg/L y nitrógeno total de 70 mg/L. Se consideró un caudal medio además, de 8 L/h. Con el diseño se aseguró que se pudieran hacer variaciones de la carga hidráulica mediante cambios de flujos y del factor de recirculación, se instaló un sistema de mezclado que pudo ser usado o prescindir del mismo, y además el área de flujo fue suficiente para variar el tamaño del soporte. El sistema de reactores de biopelículas sumergidas móviles constó primero de la zona anóxica, cuya unidad contó con el sistema de mezclado alternativo, y luego de una zona aerobia que tiene un sistema de aireación para el cual se estimó el requerimiento de oxígeno. En ambas zonas se trabajó con astillas de madera como soporte y se controló el flujo volumétrico de entrada al sistema y de recirculación.

- Ensamblaje de los reactores: una vez establecidas las dimensiones de los equipos y líneas de entrada, salida y recirculación, características de los sistemas de bombeo, sopladores y de mezcla mecánica (en este caso requerimientos de potencia), así como los materiales para la construcción de los mismos (considerando la economía y resistencia), se llevó a cabo el montaje de los mismos.

- Pruebas experimentales: entre estas se hicieron pruebas de presión en la zona anóxica debido a la generación de nitrógeno gaseoso durante el proceso de desnitrificación para asegurar que la resistencia de los materiales de construcción es la adecuada y establecer si existen espacios donde se de la entrada de aire indeseado en el proceso de desnitrificación. Las pruebas también abarcaron la evaluación hidráulica de los equipos del sistema completo con los soportes, verificación de reboses, tiempos de retención



variando caudales, pruebas a las bombas, mezclador mecánico y sopladores instalados, y determinación de oxígeno disuelto en el agua de prueba.

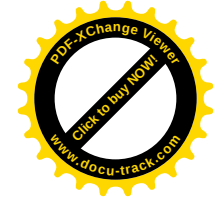
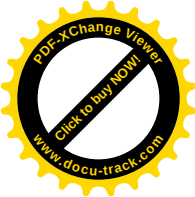
Fase II. Evaluación del proceso de desnitrificación de aguas residuales en los reactores construidos.

El proceso de desnitrificación de aguas residuales fue evaluado variando condiciones de proceso como carga hidráulica, carga orgánica, el factor de recirculación y necesidad de mezclado, para observar la influencia sobre parámetros como nitrógeno total, nitratos, nitritos, DBO, DQO y sólidos suspendidos totales, monitoreando además propiedades como pH y oxígeno disuelto.

Las variaciones en la carga hidráulica dependieron de las dimensiones finales de los reactores construidos, se lograron cambiando los caudales de trabajo, que fueron de 15 L/h hasta los 55 L/h para cargas hidráulicas de 2,37 hasta los $8,68 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$, respectivamente. De esta misma forma, la profundidad establecida para la evaluación en los reactores dependió de las dimensiones que se obtuvieron producto del diseño de la primera fase. Las DBO empleadas fueron de 500, 1000 y 1500 mg/L, que fueron preparados con el uso de melaza de caña y urea, para mantener una relación C:N:P de 100:5:1. En algunos ensayos se usó suero de leche para complementar el estudio y observar el comportamiento del sistema ante parámetros como grasas y aceites.

El factor de recirculación se aplicó para 50%, 100% y 150%. Se verificó además la necesidad o no, del mezclado en el proceso de desnitrificación, lo cual es típico en estas condiciones con el uso de los soportes convencionales, así pudo evaluarse las diferencias en los resultados aplicando agitación con un mezclador mecánico y sin agitación. La evaluación abarcó solo el uso de soporte con tacos de madera cúbicos de 3 cm de arista.

A la entrada y salida del sistema se analizaron propiedades como pH, DBO, DQO, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total, nitratos y nitritos. La toma de muestras se llevó a cabo siguiendo la Norma Venezolana COVENIN 2709:2002 Aguas naturales, industriales y residuales, guía para las técnicas de muestreo. Nótese entonces, que esta fase constó de dos actividades que



fueron la evaluación experimental del proceso de desnitrificación y la realización de los análisis de caracterización de las aguas en cada punto (parámetros mencionados). Ambas actividades fueron llevadas a cabo en conjunto.

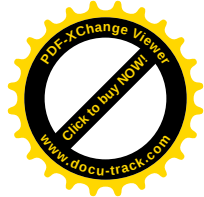
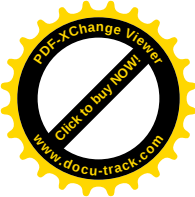
Fase III. Determinación de la eficiencia de remoción de nitratos, nitritos, DBO, DQO y nitrógeno total del proceso.

De la evaluación del proceso de desnitrificación, surgieron una serie de datos que incluyen los análisis de caracterización del agua en varios puntos del sistema, caudales de manejo y factores de recirculación que mejor se adaptan a las necesidades de depuración. Estos datos sirvieron para determinar la eficiencia del sistema de reactores de biopelículas sumergidas móviles en la remoción de DBO, DQO, nitratos, nitritos y nitrógeno total, mediante la conjugación de las zonas anóxica y aerobia. Esta eficiencia estuvo expresada en porcentajes y fue específica para las condiciones de proceso establecidas.

3.3. Instrumentos de recolección de datos.

Las técnicas de recolección de datos son las distintas formas o maneras de obtener información; y los instrumentos son los medios materiales que se emplean para recoger y almacenar información (Arias, 2006). Para la ejecución de esta investigación se usaron diferentes técnicas y formas de recolección de datos que se describen a continuación.

Observación directa: esta consiste en visualizar o captar mediante la vista en forma sistemática cualquier hecho, fenómeno o situación que se produzca en la naturaleza o en la sociedad en función de unos objetivos de investigación preestablecidos en la cual el investigador pasa a formar parte de la comunidad o medio donde se desarrolla el estudio (Arias, 2006). Este estudio consistió principalmente en la evaluación del proceso de desnitrificación de aguas residuales en reactores de biopelículas sumergidas móviles mediante el uso de astillas de madera como soporte, donde se llevó a cabo la inspección visual de la reacción biológica (formación de nitrógeno molecular gaseoso, mediante burbujeo en el seno de las virutas), además de la observación de cambios en el aspecto o de las características del agua



como color y olor. Así mismo, esta técnica es de gran importancia durante la realización de los ensayos de caracterización.

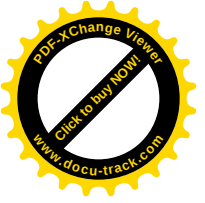
Consulta a expertos: es aquella en que existe un margen más o menos grande de libertad para formular las preguntas y las respuestas. No se guían por lo tanto por un cuestionario o modelo rígido sino que discurren con cierto grado de espontaneidad mayor o menor según el tipo concreto de entrevista que se realice (Sabino, 2000). Durante el desarrollo de esta investigación se realizaron preguntas al personal de laboratorio y a profesores (como tutores y asesores) con el fin de recibir información necesaria para llevar a cabo el diseño y construcción de los reactores de biopelículas sumergidas móviles a escala de laboratorio, montaje de los análisis experimentales para la determinación de las características del agua, así como la evaluación del proceso de desnitrificación.

Los instrumentos de recolección de datos que fueron utilizados durante esta investigación fueron una tabla para anotaciones de los resultados arrojados por los experimentos, internet, calculadora, computadora, cámaras fotográficas, entre otros.

3.4. Manejo de datos.

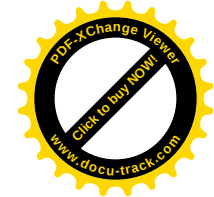
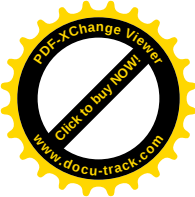
Una vez llevadas a cabo las tareas de recolección de datos estos fueron procesados para hacer posible llegar a conclusiones generales que ayudaron a esclarecer el problema formulado en los inicios del trabajo. Estas acciones son las que integran el llamado procesamiento de los datos.

Para el procesamiento de los datos se consideraron las siguientes técnicas de análisis: codificación de datos y tabulación.



CAPÍTULO IV

PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS



4.1. Construcción de los reactores de biopelículas sumergidas móviles a escala de laboratorio.

-Diseño de los reactores:

REACTOR AEROBIO

Para esta primera etapa, el diseño del reactor aerobio, se tomó en consideración una DBO de diseño de 1000 mg/L en el afluente y estimando una remoción que lleve tal valor a 50 mg/L para el cumplimiento del decreto 883. Así mismo, se estableció que el valor de diseño para el nitrógeno sería de 70 mg/L en el afluente para lograr una salida de 8 mg/L (ver tabla 2).

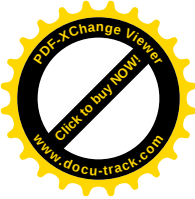
Tabla 2. Datos asumidos y establecidos para el diseño.

Descripción del parámetro	Valor	Unidad
DBO en el afluente	1000	mg/L
DBO en el efluente	50	mg/L
Caudal promedio	0,008	m ³ /h
Diámetro del tanque	0,44	m
Área del tanque	0,1521	m ²
N en el afluente	70	mg/L
N en el efluente	8	mg/L

El caudal promedio, puede notarse que se estableció a 8 L/h, que corresponde a un flujo volumétrico de 20 L/h por 8 horas en el día y de 2 L/h para las horas de la noche. Esto se calculó de la siguiente forma:

$$Q_m = \left(20 \frac{L}{h} \cdot \frac{8 h}{24 h}\right) + \left(2 \frac{L}{h} \cdot \frac{16 h}{24 h}\right)$$
$$Q_m = 8 L/h$$

El diámetro se estableció por el material utilizado para la construcción del filtro, el cual corresponde a un tubo de polipropileno de 44 cm y 4 cm de espesor.



El área para la remoción de DBO y de nitrógeno se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$A = Q \cdot \frac{S_o - S}{C_e}$$

Donde:

Q: caudal medio (L/h)

S_o: DBO en el afluente (mg/L)

S: DBO en el efluente (mg/L)

C_e: carga orgánica específica

$$A_1 = 8 \frac{L}{h} \cdot \frac{(1000 - 50) mg/L}{18 g \frac{DBO}{m^2 \cdot d}} \cdot \frac{24 h}{1 d} \cdot \frac{1 g}{1000 mg} = 10 m^2$$

$$A_2 = 8 \frac{L}{h} \cdot \frac{(70 - 8) mg/L}{1,5 g \frac{NH_3}{m^2 \cdot d}} \cdot \frac{24 h}{1 d} \cdot \frac{1 g}{1000 mg} = 2 m^2$$

Así, el área requerida para la remoción de DBO es A₁ y de nitrógeno es A₂. El área total es la suma como sigue:

$$A_t = A_1 + A_2 = 10 m^2 + 2 m^2 = 12 m^2$$

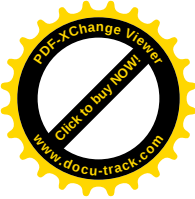
De esta misma forma, la superficie del soporte expuesta a la formación de biomasa y el volumen que ocupa el mismo en el lecho se calcula a continuación, considerando los tacos de madera usados, como cubos de 3 cm de arista.

$$A = 6 \cdot a^2$$

$$A = 6 \cdot \left(3 cm \cdot \frac{1 m}{100 cm} \right)^2 = 0,0054 m^2$$

$$V = a^3$$

$$V = \left(3 cm \cdot \frac{1 m}{100 cm} \right)^3 = 0,000027 m^3$$



Entonces, el área específica se calculó de la siguiente forma:

$$A_e = \frac{A}{V} = \frac{0,0054 \text{ m}^2}{0,000027 \text{ m}^3} = 200 \text{ m}^2/\text{m}^3$$

Se puede notar que el área específica para las astillas de madera, se encuentran un poco por encima de los valores típicos establecidos por Jacomé, Molina y Suárez (2002) para plásticos (módulos desordenados, con rangos entre 130 a 140 m^2/m^3). Por otro lado, este valor de superficie específica se encuentra por debajo de los soportes plásticos encontrados comercialmente para MBBR cuyos valores superan los 400 m^2/m^3 según Metcalf y Eddy (2003), algunos alcanzan hasta los 1200 m^2/m^3 . Las dimensiones de estos empaques varían entre los 2 y 15 mm de profundidad y los 9 y 48 mm de diámetro.

La carga hidráulica se estimó mediante la siguiente ecuación. Este valor se encuentra dentro del rango establecido para biodiscos que logran la remoción de carga orgánica más la nitrificación del efluente.

$$C_H = \frac{Q}{A_t}$$
$$C_H = \frac{8 \text{ L/h}}{12 \text{ m}^2} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}} = 16 \frac{\text{L}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

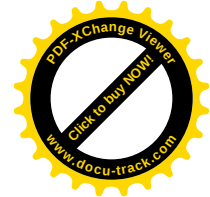
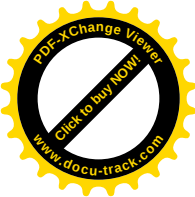
La producción de lodos se estima de la siguiente forma:

$$P_l = F \cdot Q \cdot (S_o - S)$$

Donde:

F: factor de producción de lodos

$$P_l = 0,5 \frac{\text{kg SSV}}{\text{kg DBO}} \cdot 8 \frac{\text{L}}{\text{h}} \cdot \frac{(1000 - 50) \text{ mg}}{\text{L}} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{1000000 \text{ mg}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}}$$
$$P_l = 0,0912 \frac{\text{kg SSV}}{\text{d}}$$



$$P_l = 0,114 \frac{kg SST}{d}$$

El caudal de lodos entonces se estimó:

$$Q_w = \frac{P_l}{X} = \frac{0,114 \frac{kg SST}{d}}{7000 mg/L} \cdot \frac{1000000 mg}{1 kg} = 16,3 L/d$$

El requerimiento de oxígeno (RO) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$RO = \frac{Q \cdot (S_o - S)}{f} - 1,42 \cdot P_l$$
$$RO = \frac{8 L/h \cdot (1000 \frac{mg}{L} - 50 \frac{mg}{L})}{0,7} \cdot \frac{24 h}{1 d} \cdot \frac{1 kg}{10^6 mg} - 1,42 \cdot \left(0,114 \frac{kg}{d}\right)$$
$$= 0,0987 kg O_2/d$$

El aire teórico, aire real y aire a suministrar se determinan por las ecuaciones siguientes:

$$AT = \frac{RO}{\rho_{aire} \cdot \%O_2}$$

$$AR = \frac{AT}{ETD \cdot 1440}$$

$$AS = F \cdot AR$$

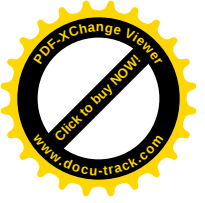
Donde:

ρ_{aire} : densidad del aire

$\%O_2$: porcentaje de oxígeno en el aire

ETD: eficiencia de transferencia de oxígeno

$$AT = \frac{0,0987 kg O_2/d}{(0,075 \frac{lb}{ft^3}) \cdot 0,21} \cdot \frac{1 lb}{0,45 kg} = 13,9 ft^3/d$$



$$AR = \frac{13,9 \text{ ft}^3/d}{(0,08) \cdot 1440} = 0,12 \text{ ft}^3/\text{min}$$

$$AS = (1,5) \cdot 0,12 \frac{\text{ft}^3}{\text{min}} = 0,18 \text{ ft}^3/\text{min}$$

REACTOR ANÓXICO

Para la transformación de los nitratos y nitritos en nitrógeno gaseoso, se diseñó la unidad de reacción anóxica. Para su diseño se asumió una carga volumétrica de nitrógeno de $0,1 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$.

Primero se calcula la cantidad de nitrógeno asimilado por las bacterias, cuya relación se asume de 5 a 100, entre nitrógeno y materia orgánica respectivamente.

$$N_{\text{asimilado}} = \frac{DBO \cdot 5}{100} = \frac{1000 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \cdot 5}{100} = 50 \text{ mg/L}$$

La cantidad de nitrógeno a remover se determina en la ecuación siguiente:

$$N_{\text{remover}} = N_{\text{entrada}} - N_{\text{asimilado}}$$
$$N_{\text{remover}} = 70 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - \frac{50 \text{ mg}}{\text{L}} = 20 \text{ mg/L}$$

El volumen del tanque se determinó mediante la siguiente ecuación:

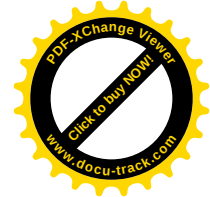
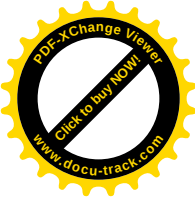
$$V = \frac{Q \cdot (N_{\text{remover}} - 8)}{V_N}$$

Donde:

V: volumen del reactor anaerobio

V_N : carga volumétrica de nitrógeno

$$V = \frac{8 \frac{\text{L}}{\text{h}} \cdot (20 - 8) \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{0,1 \frac{\text{kgP}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{10^6 \text{ mg}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{1 \text{ d}} = 0,023 \text{ m}^3$$



La potencia requerida para el mezclador del tanque se establece por la ecuación:

$$P = \frac{75 \cdot V}{3,75}$$

$$P = \frac{75 \cdot 0,023 \text{ m}^3}{3,75 \cdot 1000} = 0,00046 \text{ HP}$$

$$P_{sum} = \frac{0,00046 \text{ HP}}{0,7} = 0,00066 \text{ HP}$$

Nótese, que se toma como valor de salida 8 mg/L para asegurar cumplir con los requerimientos legales a la salida (establecidos en el decreto 3219, para mayor exigencia). La profundidad del reactor de biopelículas sumergidas móviles se determinó como se muestra a continuación:

$$h = \frac{4 \cdot V}{\pi \cdot D^2}$$

$$h = \frac{4 \cdot 0,023 \text{ m}^3}{\pi \cdot (0,44)^2} = 0,15 \text{ m}$$

Así mismo, se calcula el diámetro de las paletas (D) considerando que es 1/3 del diámetro del tanque, como se muestra a continuación:

$$D = \frac{0,44 \text{ m}}{3} = 0,147 \text{ m}$$

El ancho de las paletas (a) se considera como el 25% del diámetro de las paletas.

$$a = 0,25 \cdot (0,147 \text{ m}) = 0,037 \text{ m}$$

De esta forma, se verifica que la relación entre la altura de paletas (valor asumido) y el diámetro del tanque se encuentre entre 0,3 y 0,8. Como se nota a continuación, se cumple con la restricción.

$$\frac{h_p}{D_t} = \frac{0,15 \text{ m}}{0,44 \text{ m}} = 0,34$$

En el anexo A-1, se muestra el plano de corte, con las dimensiones correspondientes. Así mismo, en los anexos A-2, A-3 y A-4, se muestran los detalles del reactor anóxico (como perforaciones, diámetros y dimensiones), detalles del eje y agitador, y del reactor aerobio, respectivamente.

- Ensamblaje de los filtros:

Una vez establecidas las dimensiones de los equipos, se procedió a cortar el material, en este caso, un tubo de polipropileno que fue dispuesto para los reactores de biopelículas sumergidas móviles, tanto aerobio como anóxico. En la sección anterior, se pudo notar que la altura o profundidad necesaria para lograr la remoción de nitrógeno fue de 0,15 m. Por ello, en el anexo A-1, se puede observar que ambos reactores fueron establecidos para un nivel de líquido de 0,3 m y con borde libre de 0,1 m para un total de 0,4 m de altura, para buscar alcanzar resultados de remoción similares a los reportados por la bibliografía con el uso de otros soportes.



Figura 5. Trabajos de corte a los materiales disponibles para la construcción de: (a) los reactores de biopelículas sumergidas móviles y (b) sedimentador.

En la figura 5 se pueden ver los trabajos de corte al tubo de polipropileno (a) y a los restos de un hidroneumático cuyas condiciones fueron mejoradas posteriormente para usarlo como sedimentador (b).

Una vez cortados los materiales, estos fueron acondicionados mediante trabajos de torno para darle el diámetro adecuado y establecido en los cálculos, como fue de 44 cm. Así mismo, el material dispuesto para ser usado como sedimentador, fue sometido a la remoción de óxido y limpieza en general. Esto se puede observar en la figura 6. También, fue necesario hacer perforaciones en el tubo de polipropileno para adaptar las tapas de los reactores en el fondo, la tapa del recipiente anóxico en la parte superior (donde se ubicó el motor y el reductor de velocidad) y las entradas, salidas y recirculaciones correspondientes según diseño de los reactores.

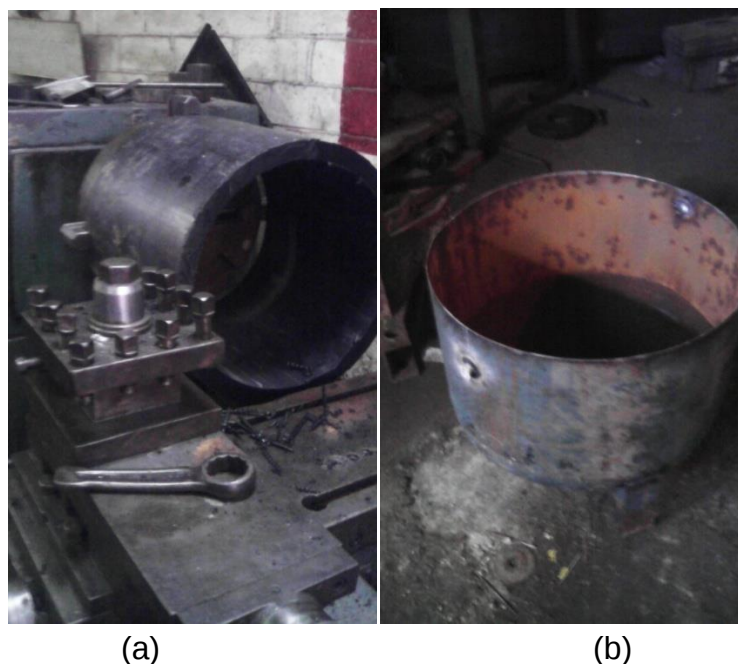


Figura 6. Trabajos de rectificación de materiales cortados: (a) reactores de biopelículas sumergidas móviles en el torno y (b) eliminación de óxido y limpieza del sedimentador.

Los equipos terminados se pueden apreciar en la figura 7 (a y b), donde están incluidas las perforaciones en el tubo de polipropileno y las entradas, salidas y recirculaciones correspondientes. Las tapas de los reactores fueron

pintadas, así mismo el sedimentador, con fondo especial para evitar la corrosión del material.

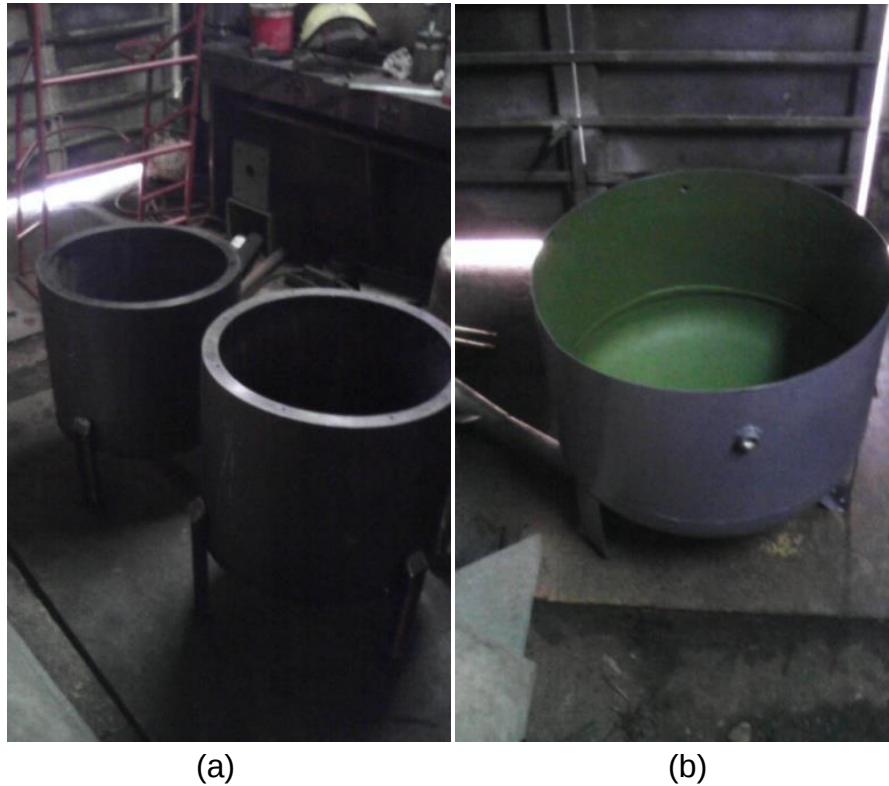


Figura 7. Equipos terminados: (a) reactores de biopelículas sumergidas móviles y (b) sedimentador.

En la figura 8, se puede notar el conjunto motor, reductor de velocidad y eje del mezclador del reactor anóxico. Este consta de un motor con variación de velocidad (de 60 a 300 revoluciones por minuto), con potencia de 0,13 KW, a su eje se instaló una polea de 3" tipo B para dos correas (con la finalidad de evitar el deslizamiento inadecuado de las mismas y asegurar la reducción de velocidad a 10 rpm) que se conectaban a otra polea de 8" tipo B. Esta última estaba acoplada a un eje (del anexo C), que contiene el agitador, que estaba sujeto además por dos chumaceras para dar estabilidad al conjunto. La entrada del eje a la tapa del reactor anóxico, contó con una estopera y un asiento de estopera debidamente lubricados por fuera, contruidos para evitar la entrada de aire y asegurar el deslizamiento correcto del eje.



Figura 8. Conjunto motor, reductor de velocidad y eje del mezclador del reactor anóxico.

La alimentación fue preparada y suministrada en tanques o tambores de 200 litros, uno de ellos fue instalado para trabajar por gravedad como se observa en la figura 9 (a). El otro tambor de 200 litros fue ensamblado con una bomba centrífuga de $\frac{1}{2}$ HP, con recirculación al tanque para controlar el flujo.

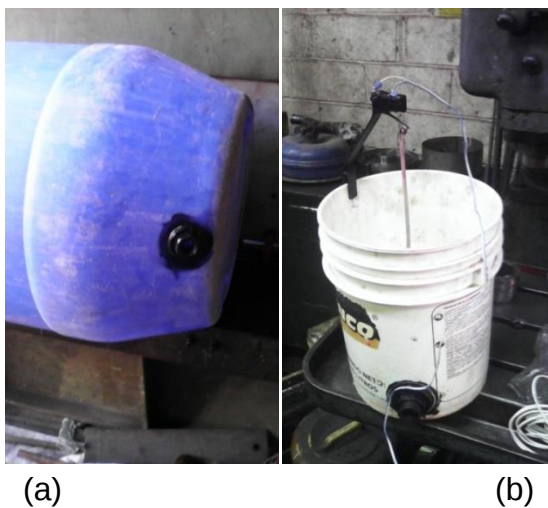


Figura 9. Equipos adicionales requeridos: (a) Tanque de agua sintética para alimentación por gravedad y (b) tanque pulmón para control de recirculación.

En la figura 9 (b) se muestra también un tanque pulmón dotado de una bomba y un control de nivel para la recirculación de agua efluente del reactor aerobio al anóxico.

- Pruebas experimentales:

Inicialmente, se llevó a cabo la prueba con el reactor anóxico cerrado con la tornillería correspondiente y un sello de goma, inyectando aire con un compresor. Se agregó solución jabonosa en los bordes de las tapas superior e inferior para verificar la existencia de fugas de aire. Se pudo notar en la tapa superior que era necesario agregar silicón para reforzar el sello, y así, evitar la entrada de aire.

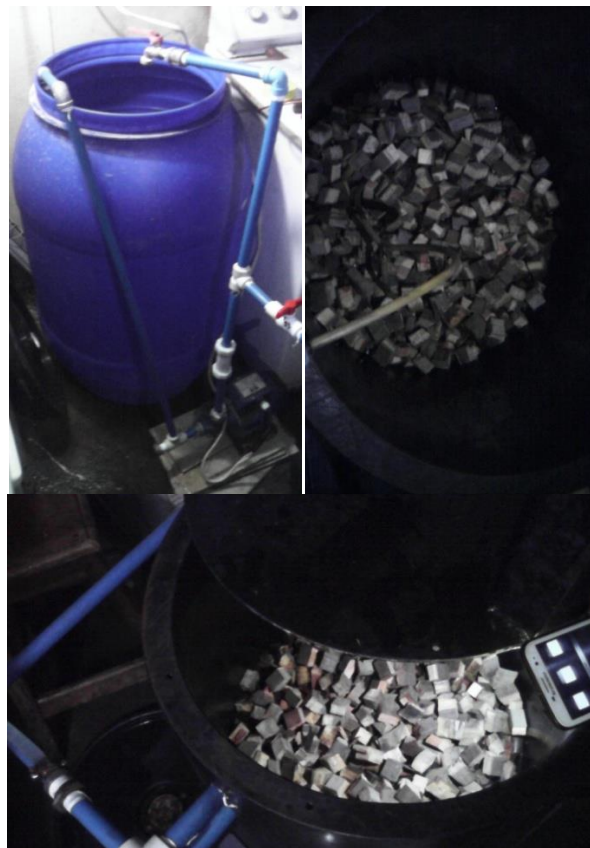


Figura 10. Equipos instalados: tanque de alimentación de agua con bomba, reactor aerobio y anóxico con soporte.

Durante las pruebas se pudo notar el funcionamiento normal de las bombas, el mezclador mecánico y el soplador instalado. Así mismo, fue necesario revisar periódicamente el nivel de aceite del motor con variador de velocidad, para asegurar el desempeño adecuado de la caja de velocidades.

En la figura 10 se puede notar la bomba instalada, donde se realizaron las pruebas hidráulicas de los equipos con los soportes agregados, trabajándose a un caudal de 55 litros por hora, el cual, fue el flujo más elevado de la evaluación que se haría más adelante (por ello, se tomó como patrón de prueba de rebose y funcionamiento). Se pudo observar que a este caudal el agua no causó rebose en los reactores ni en el sedimentador, quedando claro que los diámetros de tubería fueron adecuados para el flujo de agua y su tratamiento. El tiempo de retención aproximado fue de 3 horas.



Figura 11. Equipos instalados: tanque de alimentación de agua por gravedad, distribución de líneas de alimentación y recirculación, tanque pulmón con bomba y sedimentador.

De esta misma forma, se llevaron a cabo pruebas partiendo del tanque de alimentación de agua por gravedad como se observa en la figura 11, para probar el correcto funcionamiento de la distribución de tuberías y los caudales máximos a alcanzar bajo esta fuente de alimentación. Se controlaron además, las entradas y salidas de agua, para asegurar la operación adecuada de la planta de tratamiento secundario.



Figura 12. Equipos instalados en operación.

En la figura 12 se muestra el reactor aerobio y el sedimentador en operación. Se puede notar el tanque de alimentación de agua sintética con recirculación para controlar el flujo de afluente a los reactores, los soportes húmedos en proceso de tratamiento con inyección de aire y el sedimentador.

4.2. Evaluación del proceso de desnitrificación de aguas residuales en los reactores construidos.

En el arranque del proceso de tratamiento, se sometió a una etapa de aclimatación del sistema biológico al efluente (sintético), en cada reactor de biopelícula sumergida móvil. En la tabla 3 se muestran los resultados de los parámetros medidos, donde se dio mayor importancia a la DBO, nitrógeno total, fósforo y pH, para asegurar el arranque adecuado del sistema biológico. Se puede observar que la relación entre la proporción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo cumple con la establecida por la investigación de Mallia, Dautant, Niño y Sierra (2012) que a su vez fue tomada los estudios de Helio (1995) y Winkler (1986), donde establecen como relación mínima C:N:P la de 100:5:1, respectivamente.

Tabla 3. Parámetros medidos para el arranque del sistema biológico.

Parámetro	Valor	Unidad
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	310	mg/L
Nitrógeno total (Nt)	22	mg/L
Potencial de hidrógeno (pH)	7,2	-
Temperatura ambiente	26,7	°C
Fósforo (P)	2,7	mg/L

Para estudiar el proceso de aclimatación se tomaron en cuenta las variaciones en la remoción de la DBO, del nitrógeno total, las fluctuaciones de pH y de oxígeno disuelto a la salida del reactor anóxico y la concentración de biomasa en el lodo expresada como sólidos suspendidos totales. En la figura 13, se muestra el porcentaje de remoción de la DBO en función del tiempo. Nótese, que pasados 20 días de tratamiento en forma continua, aún no se había alcanzado el 40% de remoción de la materia orgánica con valores que fueron fluctuando en ocasiones por encima y por debajo, más no llegaban a una etapa de estabilización.

De esta forma, se siguió el proceso de aclimatación, donde pasados los 25 días se superó el 40% de remoción de DBO, ésta continuó en crecimiento hasta los 30 días pero sufrió una caída drástica, demostrando que no se había alcanzado la estabilización del sistema biológico. La estabilidad de esta curva se observó a partir del día 50 de tratamiento, pues se mantuvo de

esta forma por 25 días más, con valores de remoción que oscilaban entre el 75 y 87%. Esta etapa de aclimatación se trabajó a una relación de recirculación de 100% proveniente del reactor aerobio y el cual se dirigía al recipiente anóxico.

Al comparar los resultados de remoción de DBO en función del tiempo con los obtenidos por González y Saldarriaga (2008), se puede apreciar que en su investigación el sistema es capaz de alcanzar una remoción de materia orgánica superior al 90%, dos semanas después de realizadas las inoculaciones. Así mismo, sus resultados presentan variaciones y bajas pasados los 50 días y logran estabilizar la curva a los 75 días con porcentajes de remoción que superan el 90%.

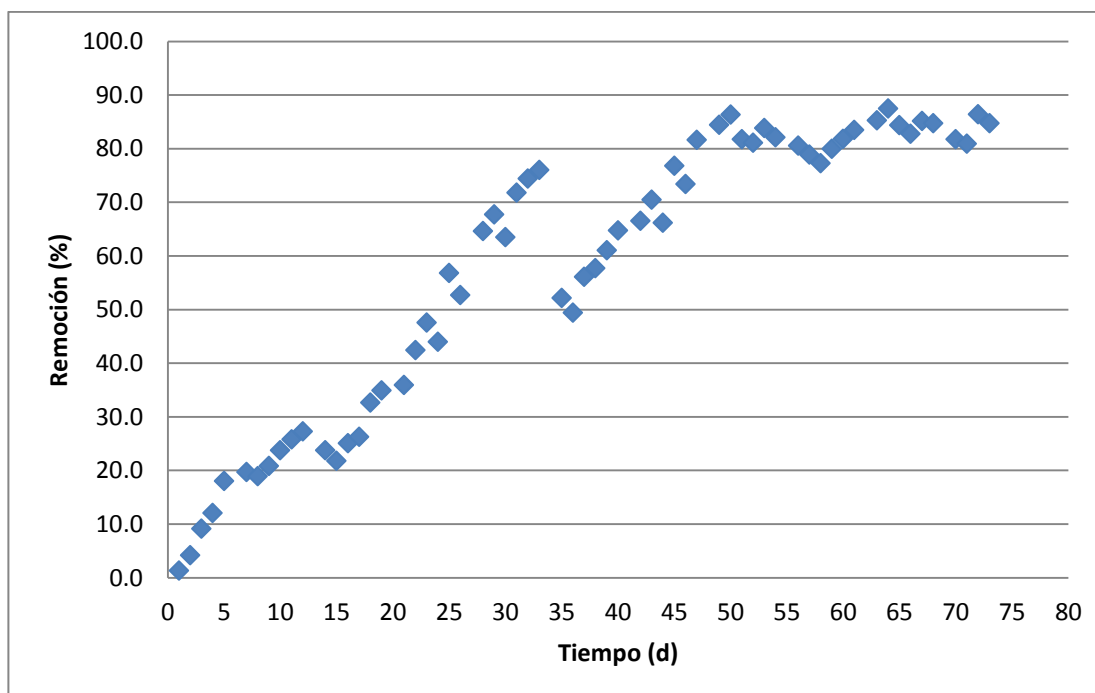


Figura 13. Remoción de la DBO en etapa de aclimatación del sistema biológico.

Es posible que la tardanza en el crecimiento de microorganismos, se haya visto afectada por la falta de carga de lodos al sistema (tanto aerobios como anóxicos), como se realizó en las investigaciones de González y Saldarriaga (2008) y Pérez y Dautant (2005).

En la figura 14 se muestran los porcentajes de remoción de nitrógeno total en función del tiempo. Se puede notar, que se alcanzó el 40% de remoción pasados los 30 días de tratamiento, con un comportamiento siempre en ascenso. Se observó que la curva se estabilizó a los 55 días con valores de remoción que oscilaron entre 65 y 75%. Estos resultados permiten concluir que la estabilidad lograda para la remoción de DBO fue casi simultánea a la lograda para la eliminación del nitrógeno total.

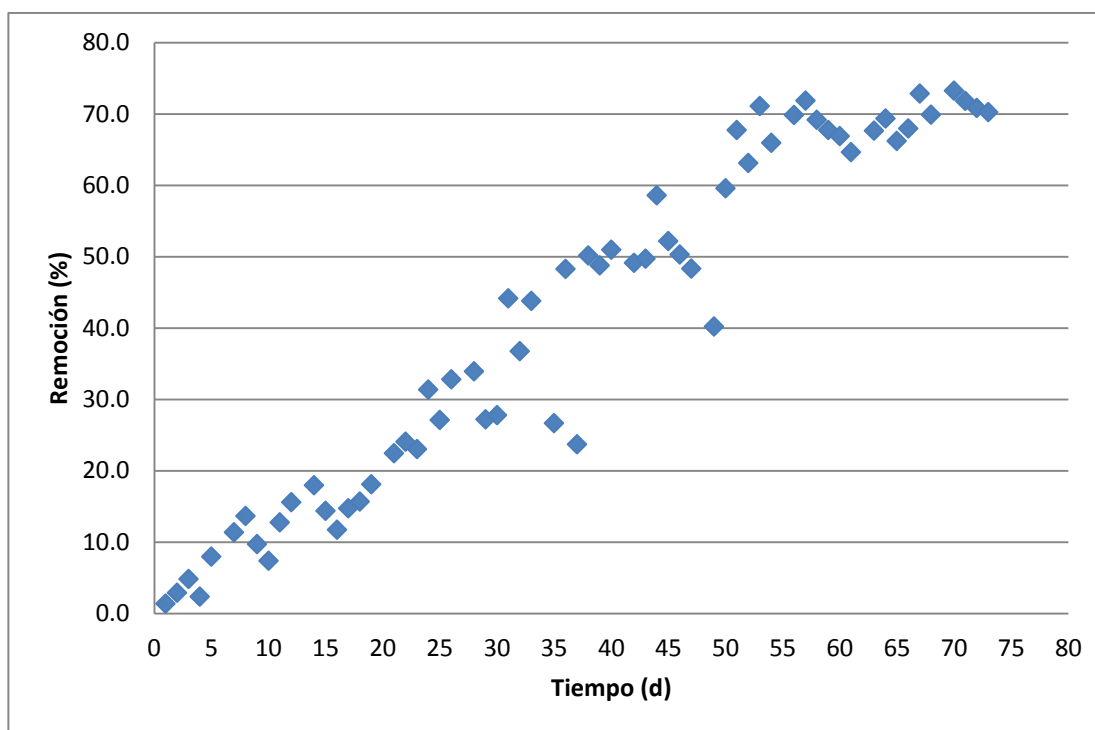


Figura 14. Remoción de nitrógeno total en etapa de aclimatación del sistema biológico.

Se puede inferir además, que la relación de recirculación de 100% provocó que la cantidad de carbono, nitratos y nitritos procedentes del reactor aerobio, fuera insuficiente para los organismos desnitrificantes. Por ende, no fue hasta pasados los 50 días que se observaron resultados aceptables con porcentajes de remoción que superaron el 70% de nitrógeno total.

La variación de pH durante la etapa de aclimatación (ver figura 15) se mantuvo en el rango entre 6,3 y 8,1, con predominancia a valores cercanos al neutral, por encima o por debajo de 7. El proceso de desnitrificación se ve

favorecido a pH que se encuentran entre 7 y 8, por ello, se puede relacionar la caída en el consumo de materia orgánica (DBO) por parte del sistema biológico especialmente para el día 35, donde se observó la mayor caída de pH, llegando a 6,3. Pasados los 40 días de aclimatación, se mantuvo el sistema de tratamiento con valores de pH estables, en el rango adecuado.

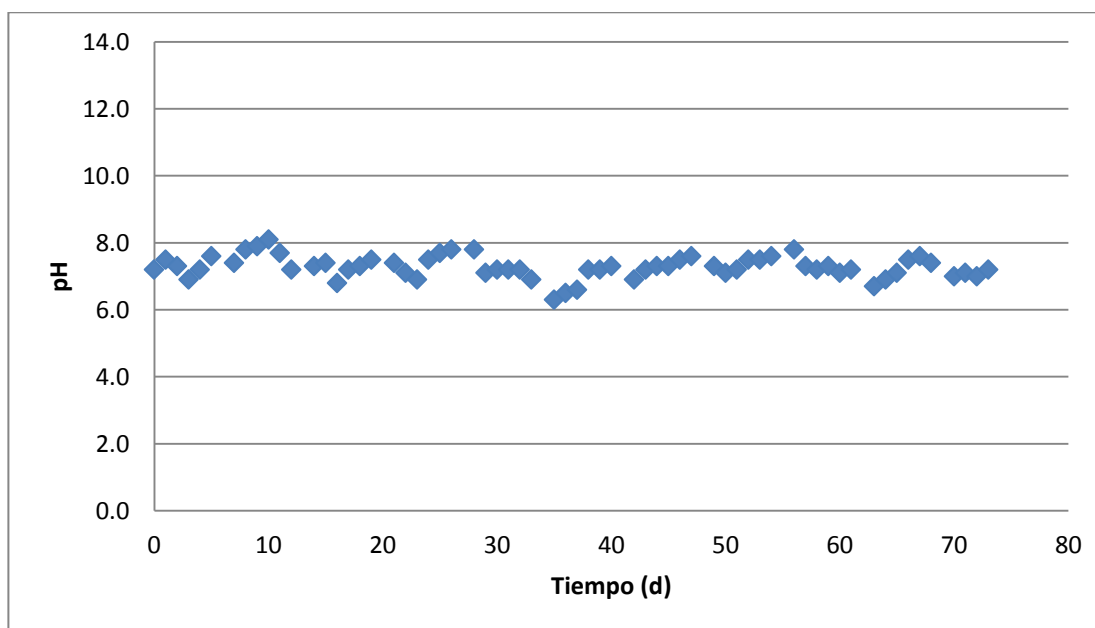


Figura 15. Variación de pH en etapa de aclimatación del sistema biológico.

El correcto funcionamiento de la etapa de desnitrificación, se alcanza también mediante la ausencia de oxígeno que, de estar presente, inhibe por completo la actividad enzimática de los microorganismos encargados de la transformación de los nitratos y nitritos. Es recomendable entonces, valores de oxígeno disuelto menores a 1 mg/L en el reactor anóxico. En la figura 16 se pueden apreciar valores de oxígeno disuelto a la salida del recipiente anóxico que varían entre 0,7 y 1,6 mg/L. Nuevamente, se puede observar que las caídas en los porcentajes de remoción de materia orgánica y nitrógeno, se pudieron deber además, del efecto del pH, a los aumentos del oxígeno disuelto en los días cercanos al 35 (por encima de 1 mg/L). Se infiere que este incremento se dio por la recirculación proveniente del reactor aerobio, el cual aporta cierta cantidad de oxígeno en la mezcla.

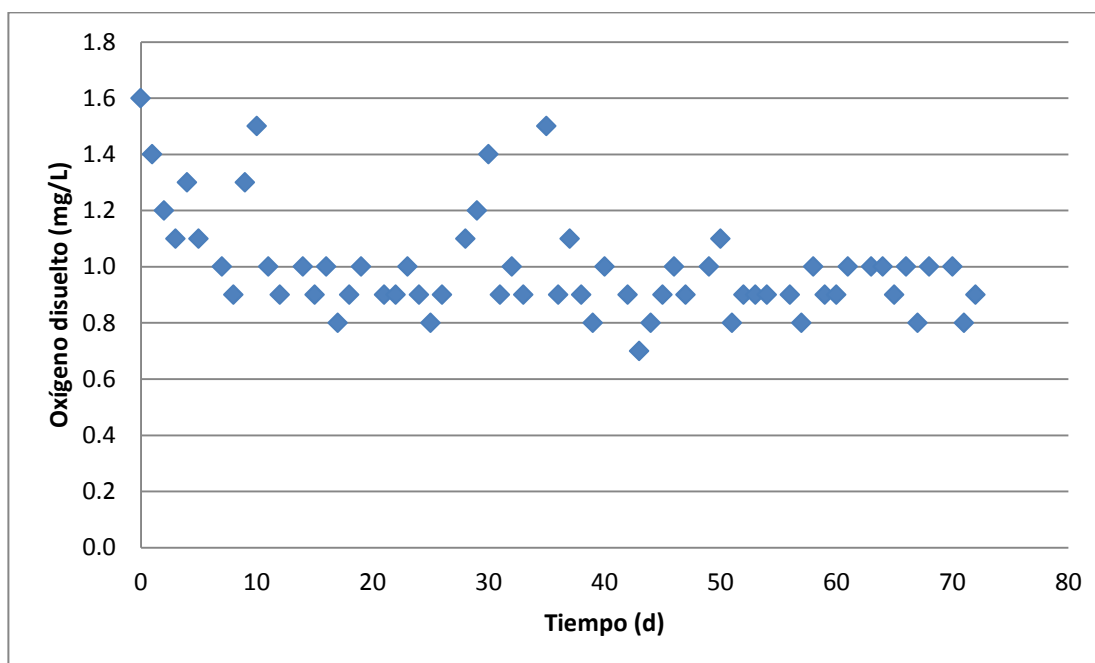


Figura 16. Variación de oxígeno disuelto en etapa de aclimatación del sistema biológico.

En este orden de ideas, es necesario aclarar que la recirculación es vital en el proceso de desnitrificación. Por un lado, este caudal aporta los nitratos y nitritos provenientes del reactor aerobio (productos de la nitrificación), se introduce además al sistema una importante cantidad de materia orgánica indispensable para las bacterias desnitrificantes, pero en contra tiene el aporte de oxígeno disuelto.

Se logró estabilizar el valor de oxígeno disuelto pasados los 50 días de tratamiento, donde no se observó que superara el límite de 1 mg/L. Se puede relacionar entonces, el efecto y la importancia de controlar el contenido de oxígeno en el proceso de desnitrificación, para lograr porcentajes de remoción de materia orgánica y nitrógeno, similares a los reportados en la bibliografía.

Otro parámetro indicativo del proceso de aclimatación durante el tratamiento del agua residual sintética, fue el crecimiento de los sólidos suspendidos totales en el lodo, como medida del incremento de la biomasa bacteriana en el soporte. En la figura 17 se puede observar el aumento constante de la

concentración de sólidos suspendidos en función del tiempo y como la misma logró estabilizarse pasados los 50 días. Se alcanzaron valores que casi llegan a los 5000 mg/L, lo cual cumple con lo establecido en la teoría, donde en los reactores de biopelículas sumergidas móviles se puede llegar a alcanzar altas concentraciones de biomasa y mayor actividad metabólica.

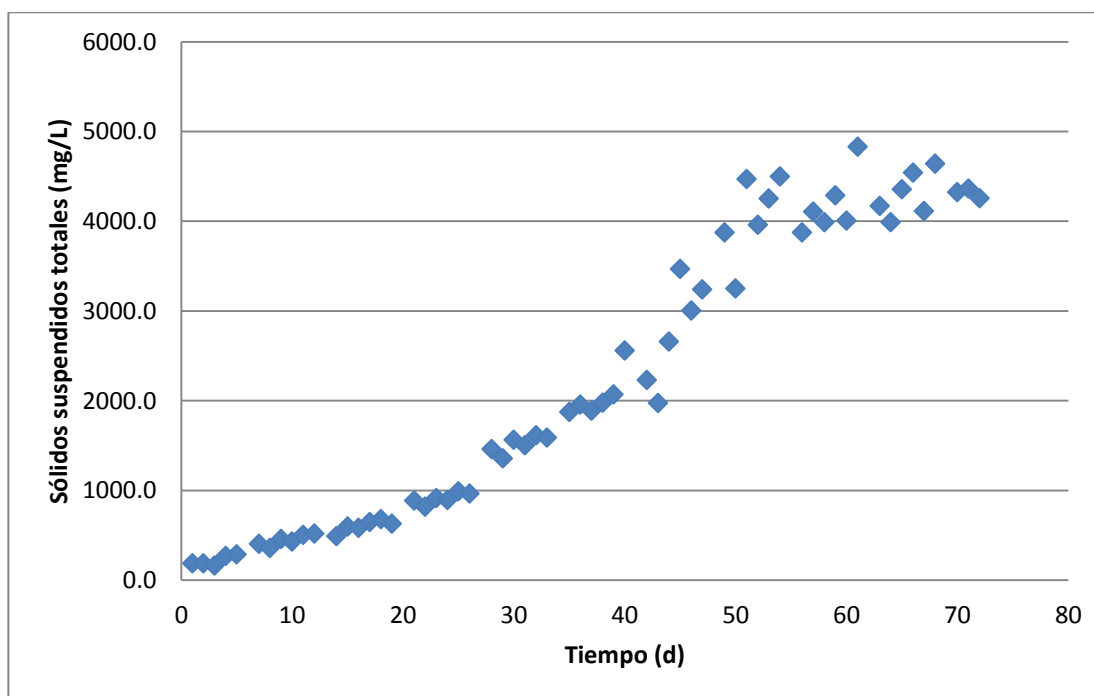
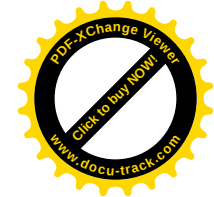
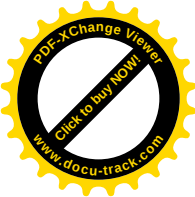


Figura 17. Sólidos suspendidos totales en el lodo en etapa de aclimatación del sistema biológico.

En el anexo B, se muestran los detalles de los resultados obtenidos durante la etapa de aclimatación del sistema biológico al efluente sintético, arrojando datos como fechas, temperatura ambiente, caudales, DBO y nitrógeno total a la entrada y salida, pH y oxígeno disuelto a la salida del reactor anóxico, y sólidos suspendidos totales en el lodo. Nótese, que en esta etapa de aclimatación se tomó en consideración el control de pH y oxígeno disuelto a la salida del reactor anóxico siguiendo las recomendaciones de Arriechi, Contreras y Marcano (2011).

Una vez aclimatado el sistema biológico al efluente sintético preparado, se procedió a realizar los ensayos planteados anteriormente, cuyas propiedades



iniciales para cada ensayo se presentan en la tabla 4 e incluyeron la medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total (Nt), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), potencial de hidrógeno (pH), fósforo (P) y nitrógeno amoniacal (N-NH_4). Nótese, que se aseguro que las muestras cumplieran con la relación establecida por Mallia, Dautant, Niño y Sierra (2012) de C:N:P la cual fue de 100:5:1, respectivamente.

Es importante observar que el uso de melaza de caña, aportó el contenido de materia orgánica requerido debido a su alto contenido de carbohidratos y proteínas. El nitrógeno total, estaba representado en mayor proporción por el nitrógeno orgánico (el cual no fue medido), seguido por el amoniacal y en menor proporción por los nitratos y nitritos. El alto contenido de nitrógeno orgánico se debe a que en la melaza de caña se encuentra una concentración importante de proteínas y que el contenido de nitrógeno se reguló con adición de urea a la mezcla. El fósforo fue medido para asegurar que se proporcionaran los nutrientes en la relación adecuada, pero no con fines de estudio, ya que solo se enfocó en la remoción de nitrógeno y materia orgánica.

Tabla 4. Parámetros medidos en el afluente al sistema para la evaluación del proceso de desnitrificación en cada ensayo.

Ensayo	Parámetros medidos inicialmente (mg/L)								
	DBO	DQO	SST	Nt	NO_3	NO_2	pH*	P	N- NH_4
E1	501	1234	193,6	35,3	1,1	0,1	7,8	6,5	7,3
E2	503	1365	201,0	34,9	0,7	0,0	7,4	5,7	8,4
E3	1053	1874	245,0	71,2	0,6	0,1	7,1	11,2	15,1
E4	1024	1957	125,1	70,5	1,0	0,1	6,9	13,6	12,3
E5	1008	1823	156,4	70,1	0,8	0,0	7,2	10,0	13,7
E6	1490	2841	96,7	107,2	0,9	0,0	7,3	14,5	18,5
E7	1515	2965	203,0	105,6	1,2	0,1	7,5	16,8	19,2
E8	980	1905	74,5	71,0	0,6	0,1	7,3	11,0	11,0
E9	1005	1926	180,0	69,8	0,8	0,0	7,4	10,4	12,1
E10	1017	1987	205,8	70,7	0,9	0,1	7,5	12,3	9,8
E11	1065	1963	113,0	70,9	1,0	0,0	7,6	10,6	11,7

*El pH expresado es adimensional

Es importante hacer notar, que se hicieron variaciones de la DBO entre 500 y 1500 mg/L, en un total de 11 ensayos, donde además, se controlaron variables como la carga hidráulica (C_H), relación de recirculación (r), necesidad de mezclado y adición de grasas y aceites (en forma de suero lácteo para medir la resistencia del sistema biológico). Los detalles de las condiciones de los ensayos realizados se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. Condiciones de carga orgánica, hidráulica y de mezclado del sistema para cada ensayo.

Ensayo	DBO (mg/L)	C_H ($m^3/m^2.d$)	r (%)	Mezclado	C/suero
E1	501	2,37	100	si	no
E2	503	8,68	100	si	no
E3	1053	2,37	100	si	no
E4	1024	8,68	100	si	no
E5	1008	2,37	50	si	no
E6	1490	2,37	100	si	no
E7	1515	8,68	100	si	no
E8	980	2,37	100	si	10% C
E9	1005	2,37	100	si	30% C
E10	1017	2,37	150	si	no
E11	1065	2,37	100	no	no

De estos ensayos, se puede notar el efecto del contenido de materia orgánica en el sistema, mediante la variación de la demanda bioquímica de oxígeno a varias cargas hidráulicas (ver figura 18). Nótese, que el efecto del contenido de materia orgánica en el afluente al sistema, sobre la remoción de la DBO es indiferente a este parámetro, pues las fluctuaciones varían entre 82 y 87% de remoción. No existe una diferencia marcada tampoco en el régimen de flujo, pues las diferencias entre las cargas de baja y alta rata fueron mínimas.

Así mismo, el efecto del contenido de materia orgánica en el afluente al sistema, sobre la remoción del nitrógeno total, tampoco presentó resultados concluyentes, debido a que los porcentajes de remoción se encontraron entre 71 y 73% para ambas cargas hidráulicas (baja y alta rata). Se puede inferir entonces, que no existe un efecto directo o proporcional del contenido

de materia orgánica en el afluente del sistema sobre la remoción de la DBO y de nitrógeno total.

Es bien conocido, que con esta tecnología (MBBR) es posible manejar condiciones de muy alta carga orgánica sin problemas de taponamiento y tratar tanto aguas residuales municipales como industriales. Se puede notar entonces, que el sistema de reactores de biopelículas sumergidas móviles es capaz de mantener una alta remoción de materia orgánica (por encima del 80%) y de nitrógeno total (sobre el 70%), aún para cargas que superan los 1500 mg/L de DBO.

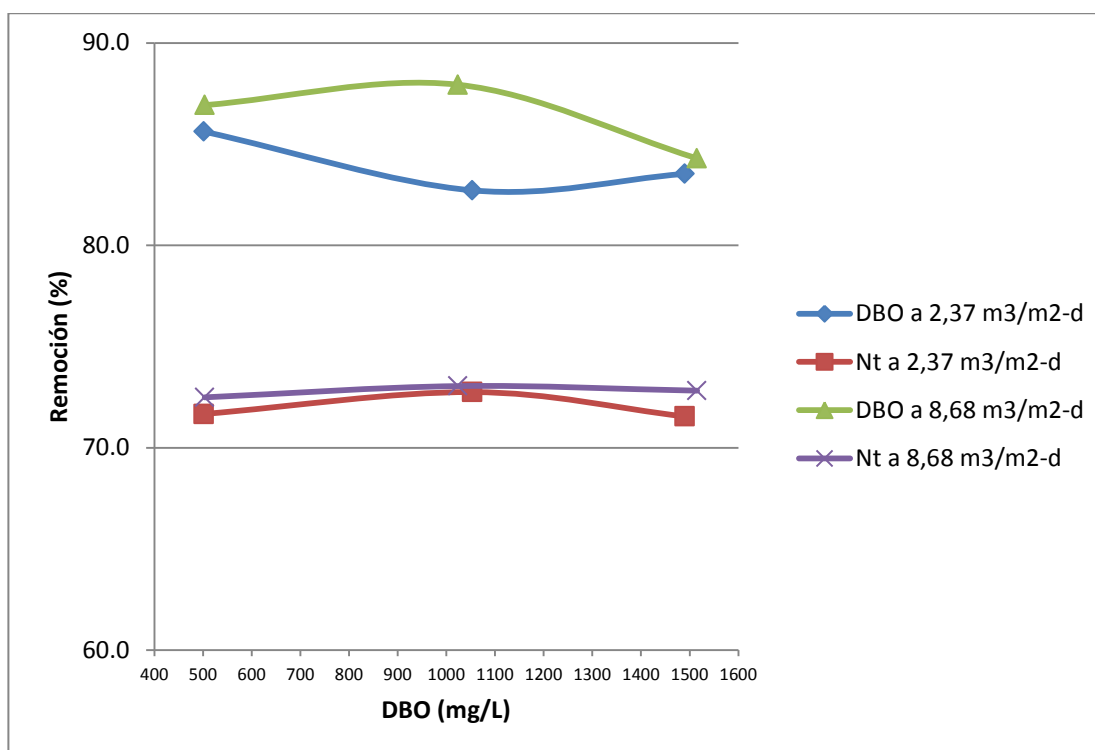
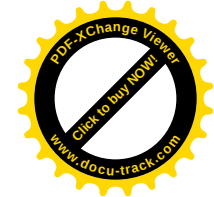
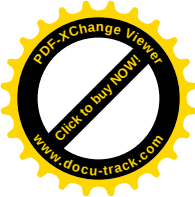


Figura 18. Efecto de la DBO en la remoción de materia orgánica y nitrógeno.

Una de las ventajas que presenta el soporte usado (astillas de madera) en el conjunto de reactores de biopelículas sumergidas móviles (anóxico-aerobio), es la superficie específica de 200 m²/m³. Según Wuertz et al. (2003) y Schlegel y Koester (2007) tomado de Camargo (2011), los soportes plásticos con áreas específicas entre 100 y 300 m²/m³, han sido probadas como



viables para lograr grados de remoción aceptables en procesos donde la nitrificación y la desnitrificación son necesarias.

El soporte de madera ofrece una gran superficie que permite mayor cantidad de biomasa adherida por unidad de volumen. Por otro lado, las astillas de madera presentan la desventaja que poseen una baja proporción espacios vacíos que son los que permiten mas transferencia de oxígeno. Es posible que esta sea la razón por la cual no se lograron grados de remoción de la DBO y del nitrógeno total superiores a 90%.

Los soportes usados ocuparon el 40% del volumen llenado de líquido. Según Camargo (2011) los soportes pueden ocupar desde un 30% de llenado hasta un 67 % del volumen total. La experiencia demuestra que la eficiencia en el mezclado decrece a porcentajes mayores del 70% de llenado (Ødegaard et al., 1994, tomado de Camargo, 2011).

Existen tres factores que determinan la tasa de remoción de nitrógeno, estos son, la cantidad de materia orgánica, la concentración de amoníaco y la concentración de oxígeno. En la práctica se necesitan niveles superiores a 2-3 mg/L de DBO para iniciar la nitrificación. La tasa de nitrificación se vuelve casi de manera dependiente de la concentración de oxígeno, a una concentración de mayor de 10 mg/L de O_2 (Ødegaard et al., 1994; Esøy et al., 1998, tomado de Camargo, 2011). Por arriba de una concentración de 3-4 mg/L de $N-NH_4/L$, la tasa de nitrificación está gobernada principalmente por la concentración de oxígeno y la carga orgánica. En este caso se puede notar que los valores de nitrógeno amoniacal fueron superiores en todos los ensayos a este rango (mayor a 4 mg/L), por ello, la remoción de nitrógeno total dependió mayormente de la concentración de oxígeno en el reactor aerobio (donde se da la nitrificación) y la carga orgánica recirculada al reactor anóxico.

En ocasiones, el exceso de oxígeno pudo causar la separación de la biomasa formada del soporte, lo cual pudo afectar el rendimiento del proceso (tanto durante la etapa de aclimatación como en los ensayos de la evaluación).

Por otro lado, si se pudo observar un efecto más marcado de la relación de recirculación sobre el porcentaje de remoción de la DBO y de nitrógeno. En la figura 19 se muestra como va en incremento el grado de remoción de

ambos parámetros a medida que se incrementa el porcentaje de recirculación del reactor aerobio al anóxico. Como ya se mencionó, la carga orgánica recirculada es vital para el crecimiento de bacterias desnitrificantes, así como el aporte de nitratos y nitritos al reactor anóxico.

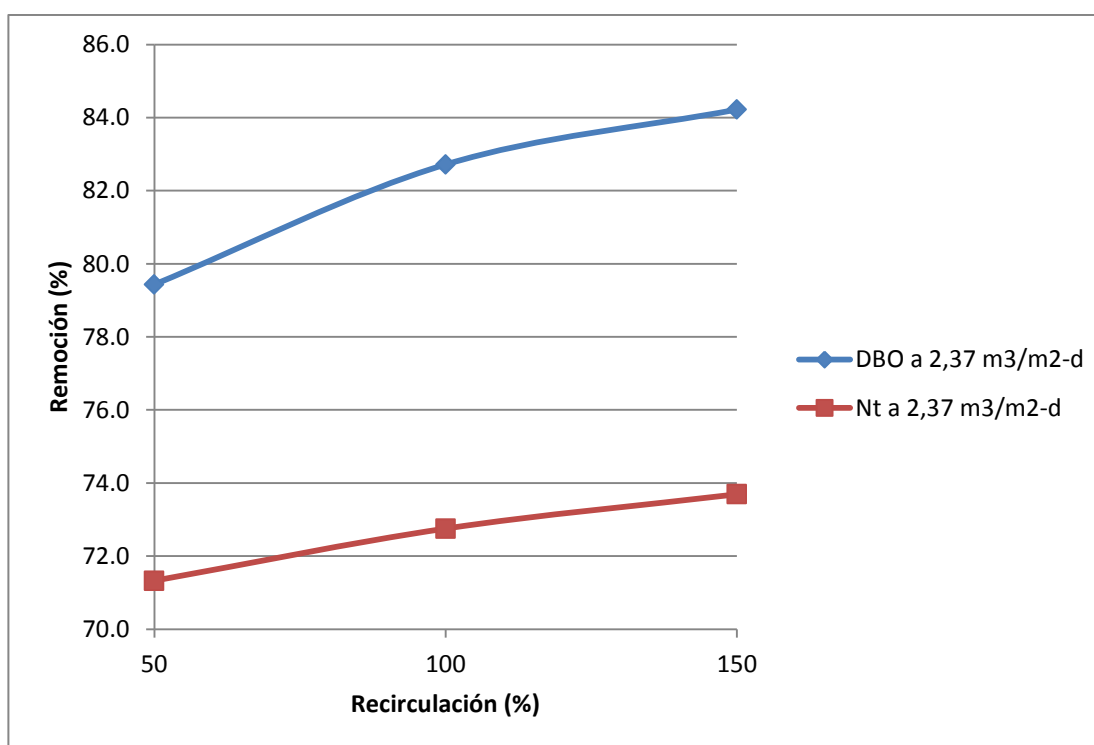


Figura 19. Efecto de la recirculación en la remoción de materia orgánica y nitrógeno.

Nótese entonces, que la tendencia de la curva indica que a pesar de ir en aumento el porcentaje de remoción de la DBO y de nitrógeno total, esta llegará a mantenerse constante. Hay referencias que ratifican este comportamiento en otros tipos de reactores de biopelículas, donde las relaciones de recirculación de hasta 300% terminan siendo las que arrojan la mayor eficiencia con remociones de 87,4% de la DQO y favorecen la remoción de nitrógeno total (Rivera, Valdés, Castro, Nieves y De La Torre, 1998). Porcentajes de recirculación mayores a 300% no muestran grados de remoción más elevados.

Otra de las excelentes características que se han probado en los reactores de biopelículas sumergidas móviles, y que formó parte del presente estudio con astillas de madera como soporte, es la tolerancia a los impactos por choques en las cargas. Esta parte del estudio se llevó a cabo haciendo un ensayo con la adición de suero lácteo, a concentraciones de 10 y 30% en la mezcla agregada (junto a la melaza de caña y la urea), para probar la resistencia del sistema biológico a la presencia en la carga de grasas y aceites.

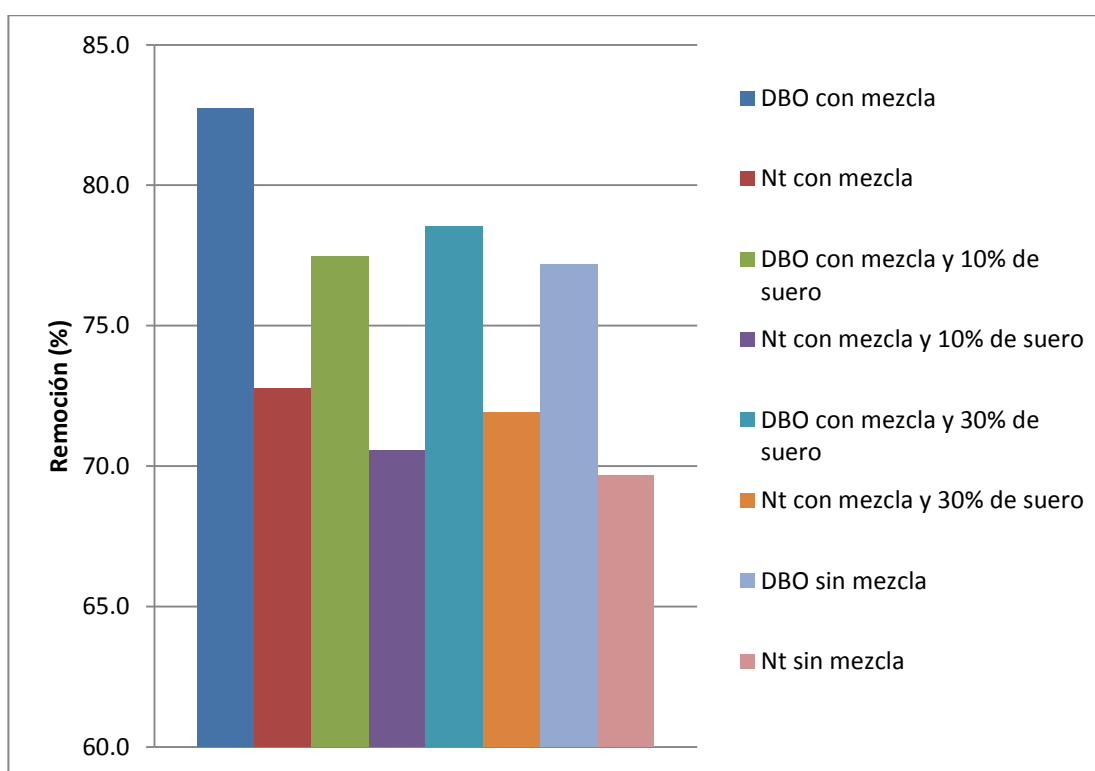
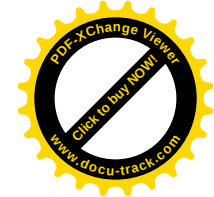
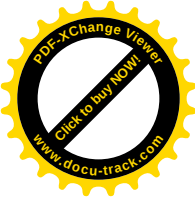


Figura 20. Comparación del efecto del mezclado y adición de suero.

En la figura 20 se muestra una comparación de los resultados de remoción de la DBO y nitrógeno total, en varios ensayos con mezcla normal típico de un sistema de biopelícula móvil sin la adición de suero (barras azul y roja), con porcentajes de remoción de 83 y 73% para DBO y nitrógeno total, respectivamente. Luego se muestra los resultados de remoción de DBO y nitrógeno con adición de 10 y 30% de suero (barras verde, púrpura, azul marino y naranja), donde se nota que a pesar de que decrece la eficiencia,



existe tolerancia del sistema biológico con porcentajes por encima del 70% de remoción.

Se llevó a cabo una prueba extra prescindiendo del mezclador mecánico en el reactor de biopelículas sumergidas anóxico, para estimar el efecto. Nótese, que los resultados fueron los más bajos tanto para la remoción de la DBO y nitrógeno total, evidenciándose la importancia de la mezcla en este recipiente que aseguran condiciones como mantener el contacto entre la biomasa formada en el soporte y la materia orgánica, para liberar con facilidad los gases de nitrógeno que se van produciendo y para mantener condiciones homogéneas y sin sedimentación en el reactor. Los resultados de estos ensayos se encuentran tabulados en el anexo C.

Además, se llevó a cabo la estimación de las cargas volumétricas ($V_{NO_3 \text{ rem}}$) y cargas específicas ($C_{NO_3 \text{ rem}}$) de nitratos removidas, para establecer una comparación entre los grados de remoción evaluados anteriormente en el proceso de desnitrificación y los valores de nitratos en unidades de kg de $NO_3/m^3\text{-d}$ y en g de $NO_3/m^2\text{-d}$, respectivamente.

Tabla 6. Cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos del sistema para cada ensayo.

Ensayo	$V_{NO_3 \text{ rem}}$ (kg de $NO_3/m^3\text{-d}$)	$C_{NO_3 \text{ rem}}$ (g de $NO_3/m^2\text{-d}$)
E1	0,21	2,6
E2	0,72	8,8
E3	0,42	5,1
E4	1,61	19,7
E5	0,19	2,4
E6	0,56	6,9
E7	2,28	27,9
E8	0,38	4,6
E9	0,40	4,9
E10	0,62	7,6
E11	0,43	5,2

Los resultados respecto a las cargas volumétricas y específicas de nitratos removidas calculadas por cada ensayo, se muestran en la tabla 6. Nótese, que los valores de cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos

más elevados se encontraron en los ensayos 4 y 7, correspondientes a corridas donde las cargas hidráulicas fueron de $8,68 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ (alta rata) y las DBO a la entrada fueron de 1024 y 1515 mg/L, respectivamente. Con esto se evidencia el importante efecto que tienen en el proceso de desnitrificación, estos factores o condiciones de proceso, y que no se había podido apreciar con claridad anteriormente en la remoción de DBO y nitrógeno total, donde es indiferente el efecto de la carga orgánica e hidráulica.

Para observar con mayor claridad el efecto de la carga orgánica expresada en forma de DBO, y de la carga hidráulica, sobre las cargas volumétricas removidas en el proceso de desnitrificación, se puede notar en la figura 21 que la desnitrificación se vio favorecida en la medida que la carga orgánica era mayor. Así mismo, ocurrió con la carga hidráulica. Estos factores hicieron que fuera mayor la carga de nitratos removida.

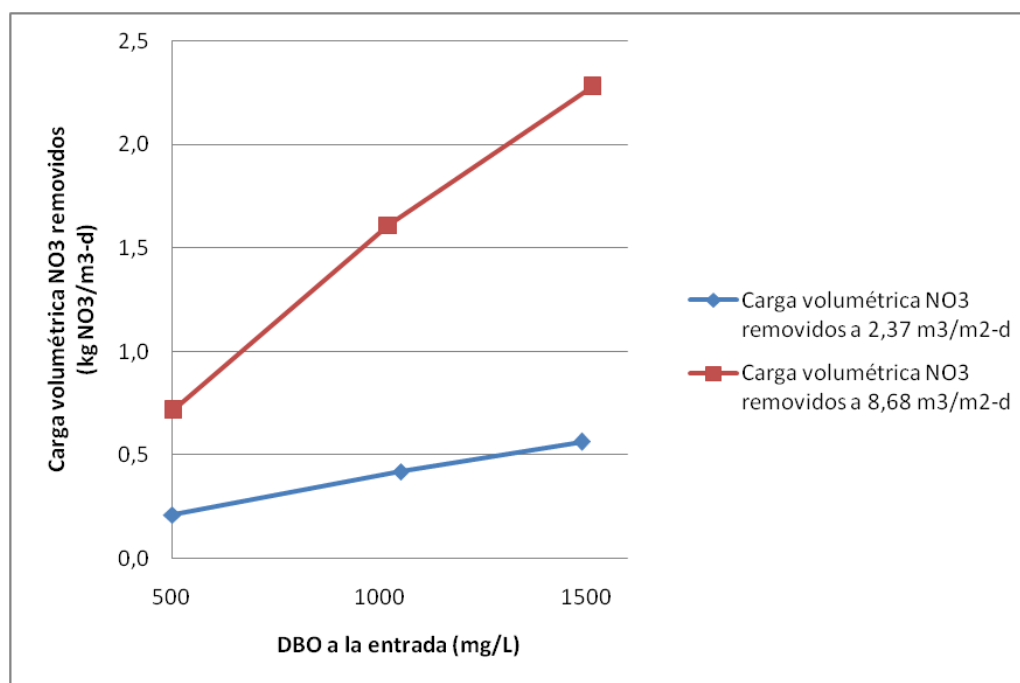


Figura 21. Cargas volumétricas de nitratos removidos en base a la carga orgánica e hidráulica.

De esta misma forma, se observó el comportamiento con la carga específica de nitratos removida, la cual fue directamente proporcional al incremento de la DBO inicial y el régimen de flujo (ver figura 22).

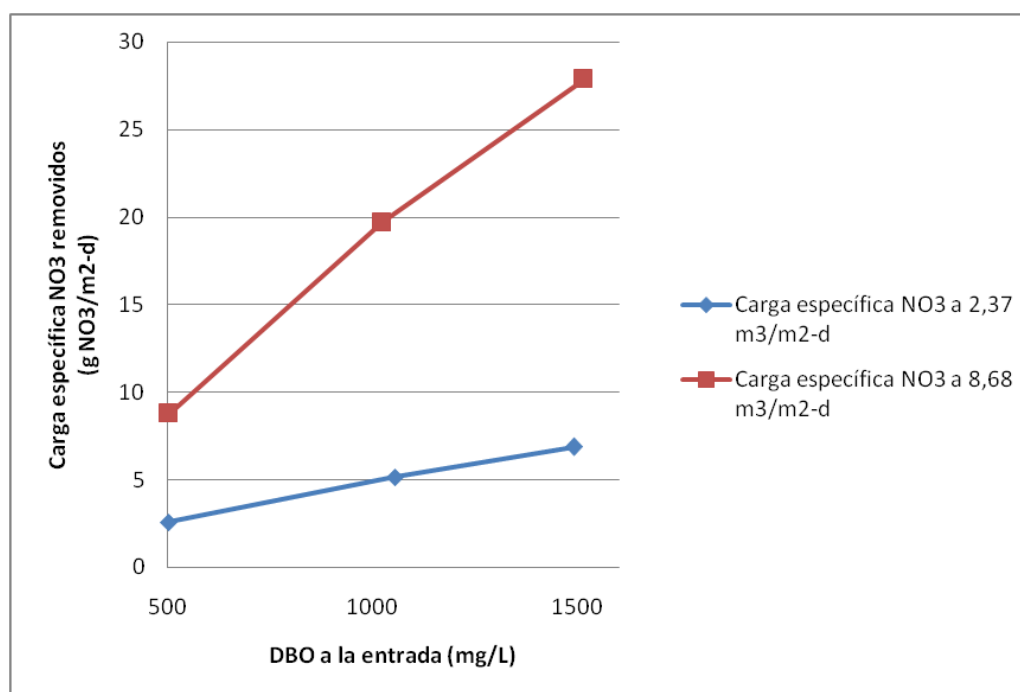


Figura 22. Cargas específicas de nitratos removidos en base a la carga orgánica e hidráulica.

En las figuras 23 y 24, se muestra que la relación de recirculación tiene un efecto similar sobre la carga de remoción de nitratos en la zona anóxica, que el observado bajo condiciones de carga orgánica e hidráulica. Se puede expresar nuevamente, la importancia de la carga orgánica recirculada para el crecimiento de bacterias desnitrificantes, así como el aporte de nitratos y nitritos al reactor anóxico. Se asegura entonces que en la medida que aumenta la DBO en el afluente, los regímenes de flujos son altos y el factor de recirculación es de 150% o por encima de este valor, será mayor la remoción de la carga volumétrica y específica de nitratos en la zona anóxica.

De esta forma, el comportamiento de las cargas volumétricas y específicas de nitratos removidas, son directamente proporcionales al incremento de la relación de recirculación. Los cálculos correspondientes de las cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos se encuentran en el anexo D.

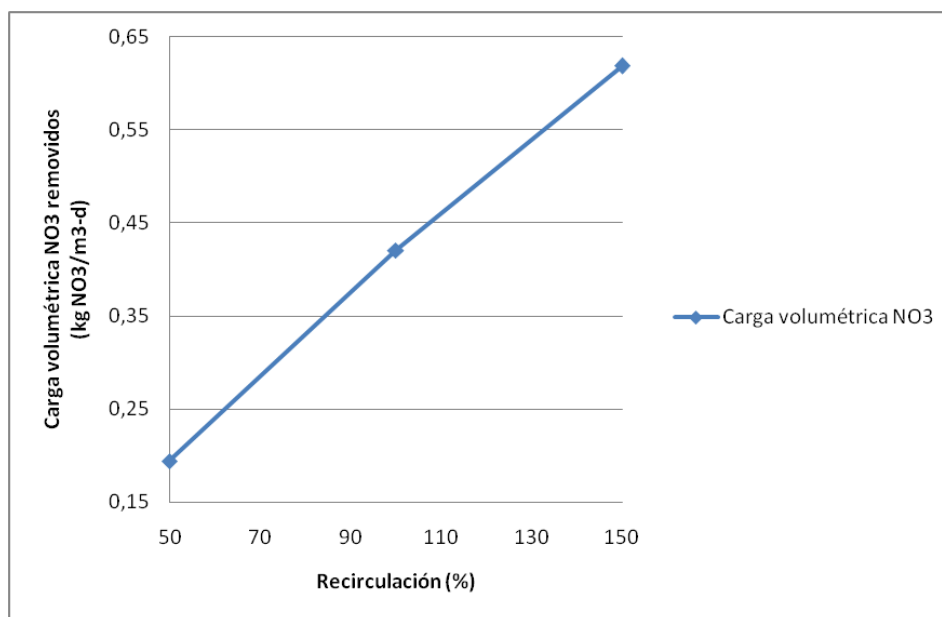


Figura 23. Cargas volumétricas de nitratos removidos en base a la relación de recirculación.

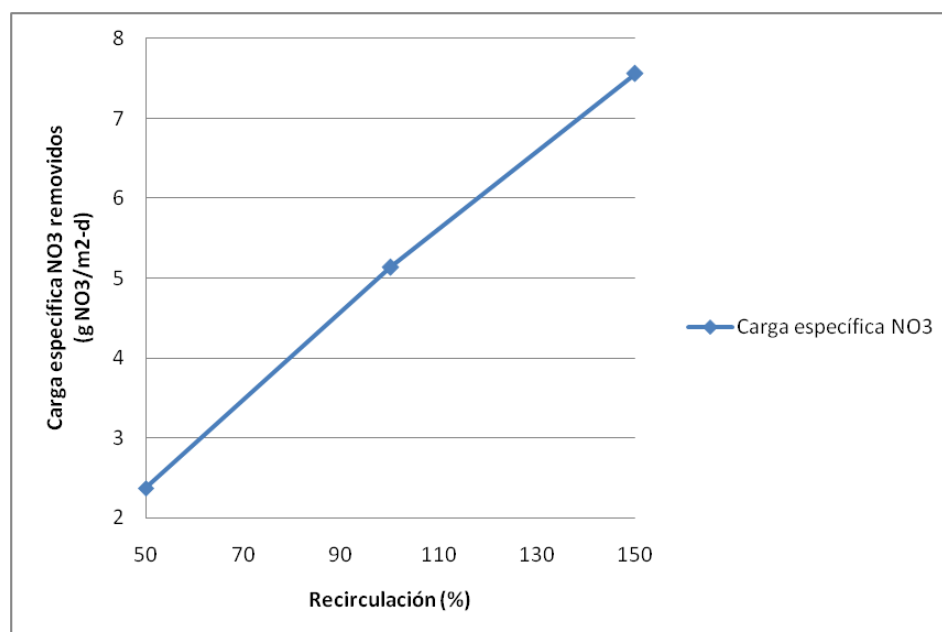


Figura 24. Cargas específicas de nitratos removidos en base a la relación de recirculación.

4.3. Determinación de la eficiencia de remoción de nitratos, nitritos, DBO, DQO y nitrógeno total del proceso.

En base a los datos obtenidos de la fase anterior, se procedió a determinar la eficiencia de remoción de la DBO, DQO, nitrógeno total, nitratos y nitritos, expresada en porcentajes, para condiciones específicas como carga hidráulica, carga orgánica y factor de recirculación.

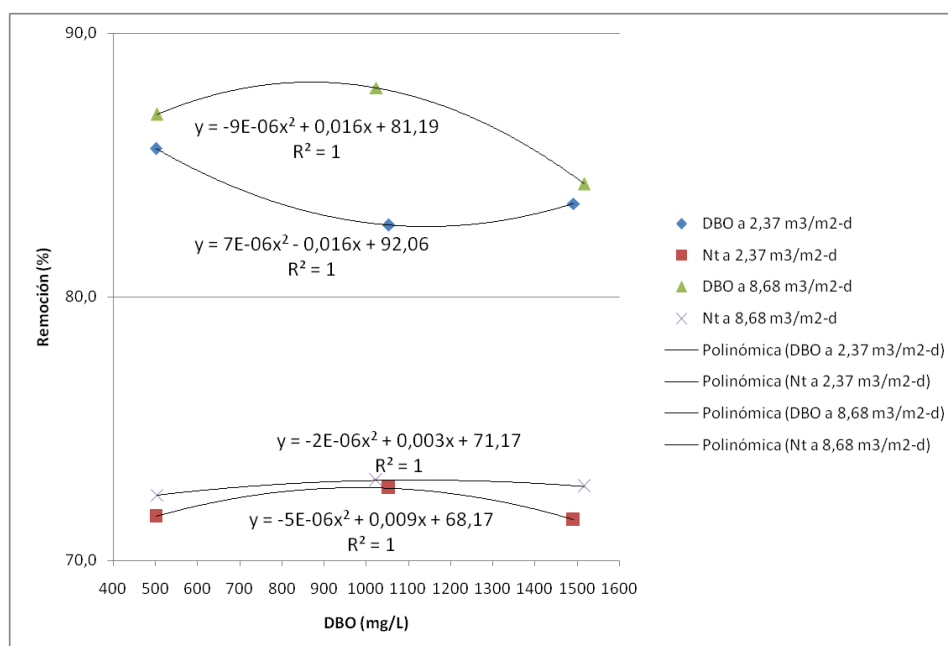


Figura 25. Eficiencia de remoción de DBO y nitrógeno total en base a la carga orgánica e hidráulica.

En la figura 25 se muestran los resultados de eficiencia de remoción de la DBO y nitrógeno total, en base a variaciones de la carga orgánica (expresada en demanda bioquímica de oxígeno) y de carga hidráulica (haciendo comparaciones para alta y baja rata), con las líneas de tendencia, las cuales, todas corresponden a regresiones polinómicas que fueron las que mejor se ajustaron a los datos obtenidos. En dicha figura, se comparan las eficiencias de remoción de las corridas a 500, 1000 y 1500 mg/L de demanda bioquímica de oxígeno como condición inicial, donde como se expresó anteriormente no se pudo notar un efecto favorable o predominante para cargas hidráulicas de alta o baja rata.

Las eficiencias de remoción de la DBO se encontraron entre 82 y 87%, mientras que las de nitrógeno total estuvieron en el rango de 71 y 73%, siendo más similares aún. Estos resultados permiten establecer que los reactores de biopelículas sumergidas móviles, son resistentes a cambios bruscos de carga orgánica e hidráulica, manteniendo rangos aceptables de remoción de contaminantes orgánicos o de nutrientes como el nitrógeno total presente en el agua.

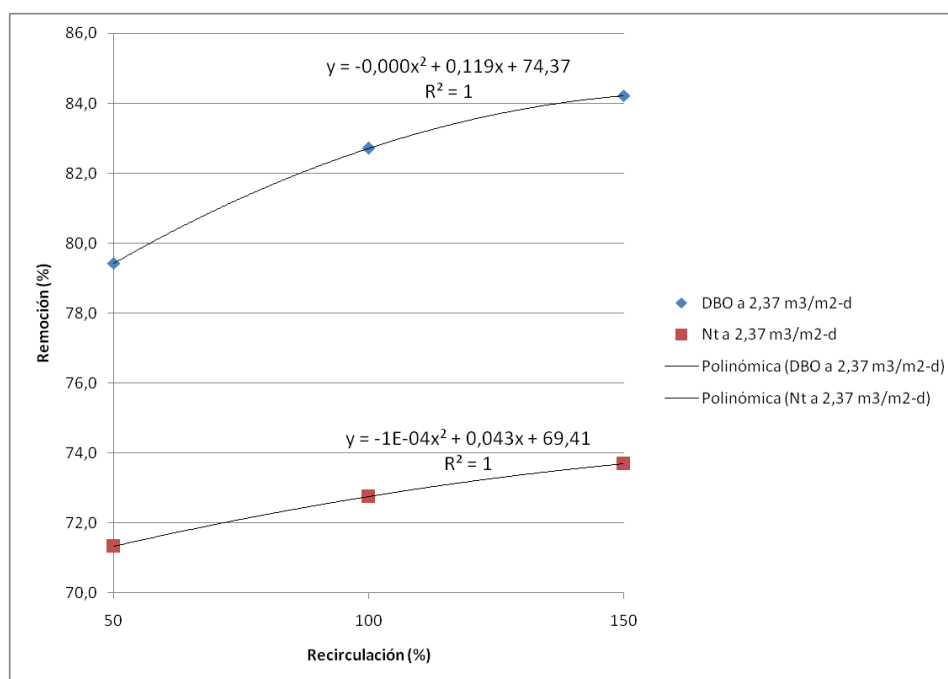


Figura 26. Eficiencia de remoción de DBO y nitrógeno total en base al porcentaje de recirculación.

Entonces, se puede expresar que el sistema es capaz de alcanzar eficiencias de remoción de 85% en promedio de la DBO y una media de 72% del nitrógeno total, para el proceso de desnitrificación evaluado, en condiciones que pueden variar entre los 500 hasta los 1500 mg/L de demanda bioquímica de oxígeno (basado en la materia orgánica cargada inicialmente), y tanto en escenarios de alta como de baja rata.

Los resultados mostrados en la figura 25 fueron obtenidos, operando el sistema a un porcentaje de recirculación de 100%. Se describió anteriormente el efecto de la relación de recirculación, y este, se muestra en

la figura 26. Los resultados mostrados en esta figura, fueron obtenidos bajo condiciones de DBO inicial de 1000 mg/L y con una carga hidráulica de baja rata de $2,37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$. Nótese entonces, que no se puede establecer un porcentaje de eficiencia específico, debido a que la remoción de la DBO y del nitrógeno total fue creciendo a medida que incrementó la relación de recirculación. Estos variaron entre 79 y 84% para la DBO, y se encontraron en el rango de 71 y 74% para remoción del nitrógeno total. Las tendencias de los datos tanto para la DBO como para el nitrógeno total fueron del tipo polinómica.

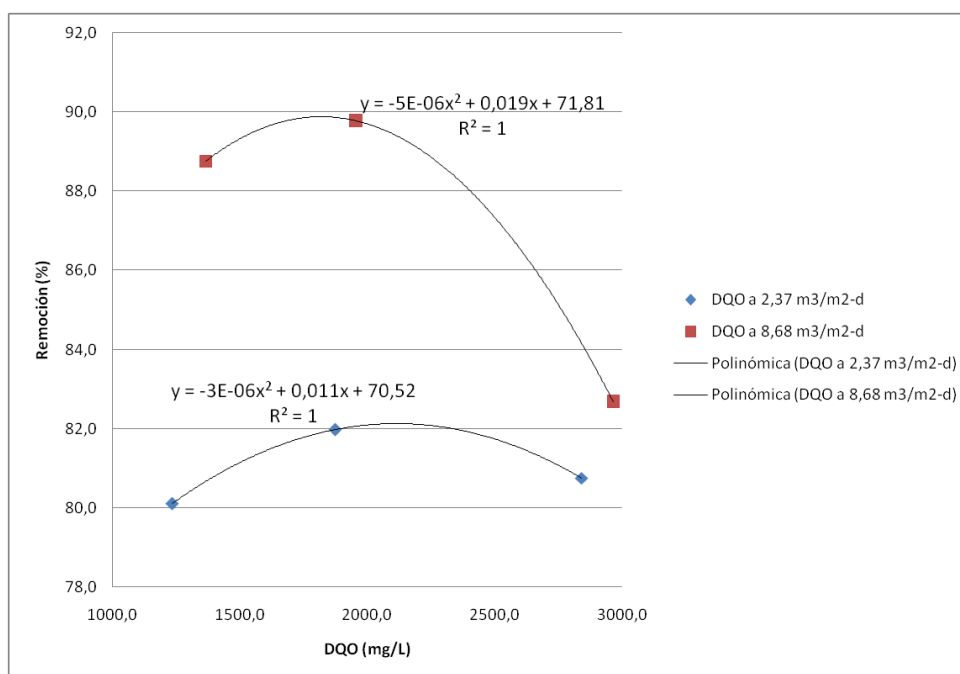


Figura 27. Eficiencia de remoción de DQO en base a la carga orgánica (DQO) e hidráulica.

La eficiencia de remoción de la DQO presentó mayor variación, para el caso de alta y de baja rata (ver figura 27). Los valores de porcentaje de eficiencia de remoción de DQO se encontraron entre 80 y 90%, con una media de 87% aproximadamente para el proceso de desnitrificación con carga hidráulica de alta rata ($8,68 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$) y un valor promedio de 81% de remoción de DQO para el caso de baja rata ($2,37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$). De esta forma, al comparar estos resultados con los alcanzados por González y Saldarriaga (2008), se puede

notar que en promedio se encuentran muy cercanos, ya que estos últimos lograron un 90% de remoción de la DQO. Los resultados para la demanda química de oxígeno arrojaron regresiones del tipo polinómica, a pesar de lo variante que fueron los mismos.

Por otro lado, se puede observar en la figura 28 el efecto de la recirculación sobre la remoción de la DQO. Nótese, que este caso no sigue el patrón observado anteriormente para la DBO y el nitrógeno total. Bajo estas condiciones los porcentajes de eficiencia de remoción se encontraron entre 80 y 82%. Entonces, no existe un crecimiento continuo de la eficiencia a medida que aumenta la relación de recirculación y en promedio se establece que la eficiencia es de 81% para remoción de DQO, con una tendencia del tipo polinómica.

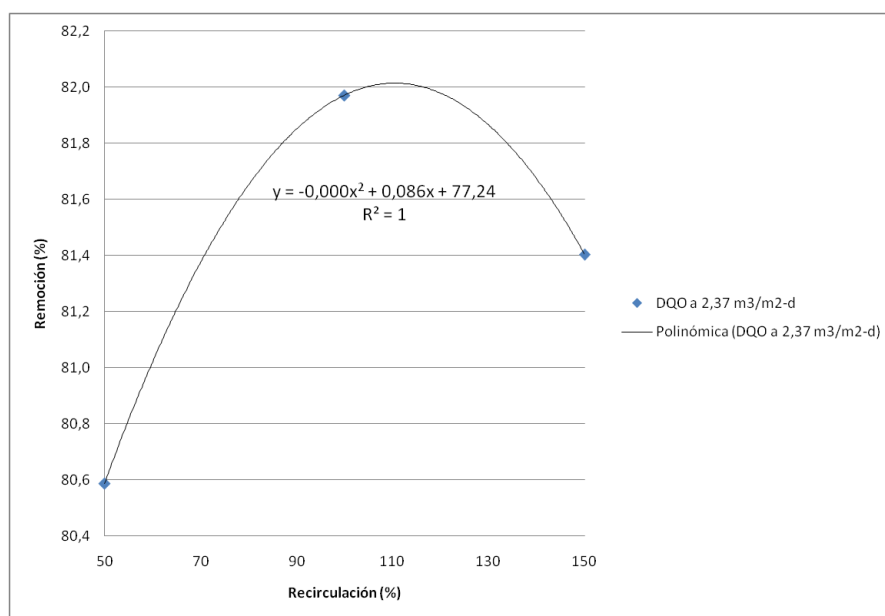


Figura 28. Eficiencia de remoción de DQO en base al porcentaje de recirculación.

Es posible que al aumentar la relación de recirculación en el sistema esta tienda a estabilizar el porcentaje de eficiencia de remoción de materia orgánica, expresada como demanda química de oxígeno, hacia valores entre el 82 y 83%. Como se mencionó anteriormente, el comportamiento de los reactores de biopelículas, donde las relaciones de recirculación alcanzan el

300% terminan siendo las que arrojan la mayor eficiencia con remociones de 87,4% de la DQO (Rivera, Valdés, Castro, Nieves y De La Torre, 1998). Porcentajes de recirculación mayores a 300% no muestran grados de remoción más elevados.

En el caso de los nitratos y nitritos, se tomaron muestras a la salida del reactor aerobio (el cual se dirigía al tanque pulmón que controlaba la recirculación al reactor anóxico), y a la salida del sistema de sedimentación. Nótese en la figura 29, el comportamiento de las tendencias siempre en decaimiento, para los nitritos de baja rata del tipo lineal, mientras que el resto fueron del tipo polinómica.

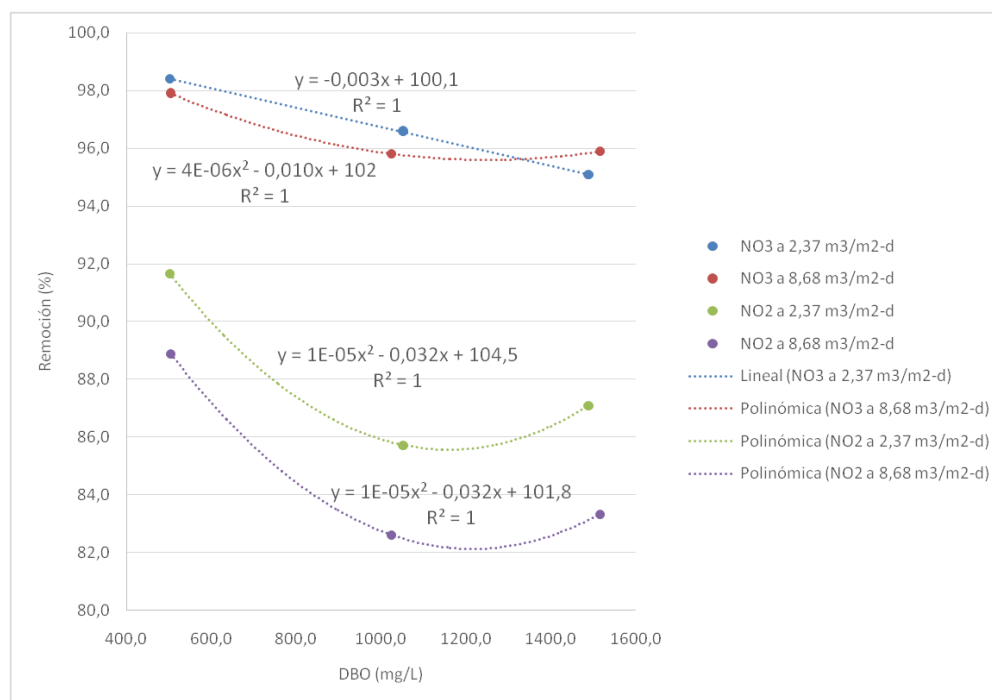


Figura 29. Eficiencia de remoción de NO_3 y NO_2 en base a la carga orgánica e hidráulica.

A pesar de esto, las eficiencias de remoción de nitratos presentaron los resultados más elevados (tanto para alta como baja rata) con porcentajes que oscilaron entre los 95 y 98%, con un promedio en ambos casos de aproximadamente el 97% de eficiencia de remoción de nitratos. De esta

misma forma, un contaminante de difícil eliminación como lo son los nitritos, también presentó eficiencias de remoción que variaron entre el 82 y 92%.

El caso de los nitritos presenta una variación entre los resultados de alta y baja rata, viéndose favorecida la remoción con cargas hidráulicas bajas, arrojando porcentajes entre 86 y 92%, con una media de 88% en la remoción de nitritos. Para alta carga hidráulica, las eficiencias de remoción se encontraron entre 82 y 88% con un promedio de 84%.

Así mismo, en los ensayos a carga hidráulica y orgánica constantes ($2,37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ y 1000 mg/L de DBO, respectivamente), variando la relación de recirculación, se pudo observar que la eficiencia de remoción de nitratos se mantuvo estable a un valor promedio de 96%, muy similar a los obtenidos en los descritos anteriormente, con una regresión del tipo polinómica. En el caso de eficiencia de remoción de nitritos, se pudo notar un incremento leve a medida que se aumentaba la relación de recirculación, con valores que oscilaron entre el 85 y 86% de eficiencia (ver figura 30).

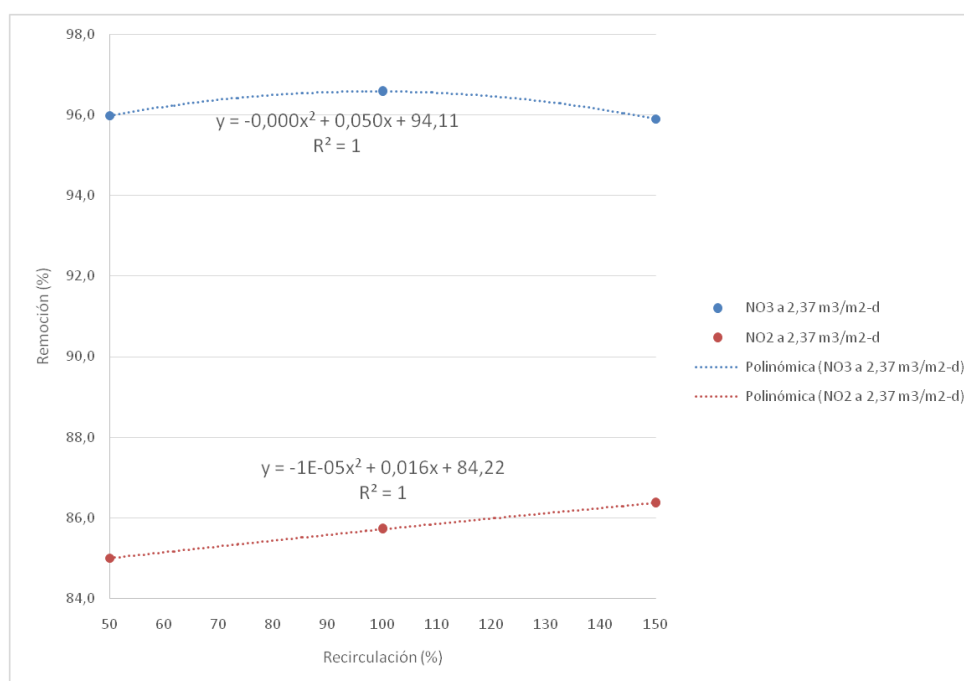
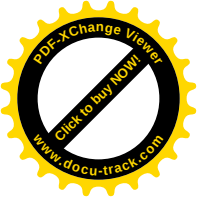
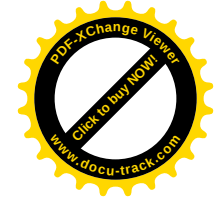
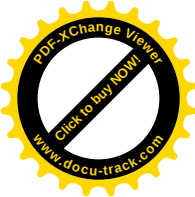


Figura 30. Eficiencia de remoción de NO_3 y NO_2 en base a la relación de recirculación.



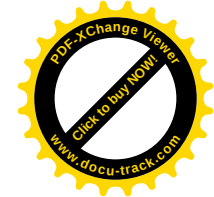
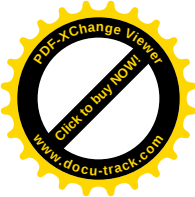
Al comparar los resultados, con los obtenidos por Durán y Beristaín (2013) se puede notar la cercanía de los mismos, ya que este último citado logró una eficiencia de remoción de nitritos de 83%.



CONCLUSIONES

Luego de lo descrito y analizado en el capítulo anterior, se concluye lo siguiente:

- ✓ El diseño de los reactores de biopelículas sumergidas móviles se llevó a cabo basado en los materiales disponibles, para una carga orgánica inicial expresada como DBO de 1000 mg/L, nitrógeno total de 70 mg/L y un caudal medio de 8 L/h.
- ✓ Se estimó el área específica del soporte a base de astillas de madera, el cual es de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$, con forma cubica. Tal valor se encuentra entre el rango típico encontrado en la bibliografía para materiales como plásticos (entre 130 y $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$).
- ✓ En el diseño del reactor aerobio, se estimó que se generaría un caudal de lodos de 16,3 L/d, el cual debe ser purgado periódicamente para mantener la concentración establecida de sólidos suspendidos totales.
- ✓ Se estableció que el sistema aerobio requería de 0,0987 kg O_2 /d de los cuales 0,18 ft^3/min son del aire a suministrar.
- ✓ En el reactor anóxico se estableció que se requería una potencia de $6,6 \times 10^{-4}$ HP para el agitador mecánico y una profundidad de 0,15 m para lograr la depuración del nitrógeno.
- ✓ Una vez ensamblados los equipos, se pudo constatar que el sistema de depuración anóxico era totalmente hermético, asegurando así, que no existiría entrada de aire al reactor.
- ✓ El sistema biológico anóxico-aerobio con el sedimentador mostraron que operaban a caudal de diseño y alcanzaba hasta valores de alta carga (55 L/h) sin presentar reboses en los equipos.
- ✓ El proceso de aclimatación tuvo una duración de 73 días, donde se tomaron en cuenta las variaciones en la remoción de la DBO, del nitrógeno total, las fluctuaciones de pH y de oxígeno disuelto a la salida del reactor anóxico y la concentración de biomasa en el lodo expresada como sólidos suspendidos totales.
- ✓ La remoción de la DBO se observó estable pasados los 50 días de tratamiento durante la aclimatación del sistema biológico al efluente sintético, con valores de remoción que oscilaron entre el 75 y 87%.
- ✓ La tardanza en el crecimiento de microorganismos, observado por la baja remoción de la DBO hasta pasados los 25 días de aclimatación, sugieren que el sistema se vio afectado por la falta de carga de lodos (tanto



aerobios como anóxicos), como se realizó en las investigaciones de González y Saldarriaga (2008) y Pérez y Dautant (2005).

✓ La remoción de nitrógeno total alcanzó el 40%, pasados los 30 días de tratamiento, con un comportamiento siempre en ascenso. El sistema se estabilizó a los 55 días con valores de remoción que oscilaron entre 65 y 75%.

✓ La estabilidad lograda para la remoción de la DBO fue casi simultánea a la lograda para la eliminación del nitrógeno total, durante la etapa de aclimatación del sistema biológico al efluente sintético.

✓ La etapa de aclimatación de los microorganismos se operó a una relación de recirculación de 100%, lo que provocó que la cantidad de carbono, nitratos y nitritos procedentes del reactor aerobio, fuera insuficiente para los organismos desnitrificantes. Por ende, no fue hasta pasados los 50 días que se observaron resultados aceptables con porcentajes de remoción que superaron el 70% de nitrógeno total.

✓ Se puede relacionar la caída en el consumo de materia orgánica (DBO) por parte del sistema biológico especialmente para el día 35, donde se observó la mayor caída de pH, llegando a 6,3. Esto provocó que el sistema no se viera favorecido ya que tomó valores por debajo de 7.

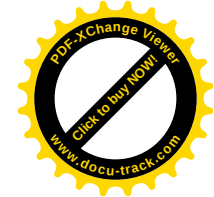
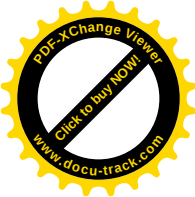
✓ Los valores de oxígeno disuelto a la salida del recipiente anóxico variaron entre 0,7 y 1,6 mg/L, afectando en ocasiones el correcto funcionamiento de la etapa de desnitrificación, el cual inhibe por completo la actividad enzimática de los microorganismos encargados de la transformación de los nitratos y nitritos, al estar presente el aire.

✓ Las caídas en los porcentajes de remoción de materia orgánica y nitrógeno, se pudieron deber además del efecto del pH, a los aumentos del oxígeno disuelto en los días cercanos al 35 (por encima de 1 mg/L).

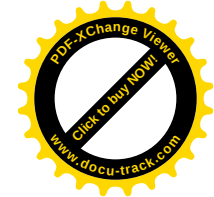
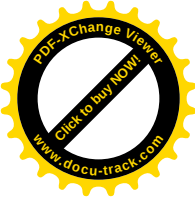
✓ Se infiere que el incremento del oxígeno disuelto por encima de 1 mg/L se dio por la recirculación proveniente del reactor aerobio, el cual aporta cierta cantidad de oxígeno en la mezcla.

✓ El valor de oxígeno disuelto se logró estabilizar pasados los 50 días de tratamiento.

✓ La concentración de los sólidos suspendidos totales se estabilizó pasados los 50 días. Se alcanzaron valores que casi llegan a los 5000 mg/L, lo cual cumple con lo establecido en la teoría, donde en los reactores de biopelículas sumergidas móviles se puede llegar a alcanzar altas concentraciones de biomasa y mayor actividad metabólica.



- ✓ El efecto del contenido de materia orgánica en el afluente al sistema, sobre la remoción de la DBO es indiferente. Los valores varían entre 82 y 87% de remoción.
- ✓ No existe una diferencia marcada en el régimen de flujo sobre la remoción de la DBO, pues las diferencias entre las cargas de baja y alta rata fueron mínimas.
- ✓ El efecto del contenido de materia orgánica en el afluente al sistema, sobre la remoción del nitrógeno total, tampoco presentó resultados concluyentes. Los porcentajes de remoción se encontraron entre 71 y 73% para ambas cargas hidráulicas (baja y alta rata).
- ✓ No existe un efecto directo o proporcional del contenido de materia orgánica en el afluente del sistema sobre la remoción de la DBO y de nitrógeno total.
- ✓ Los reactores de biopelículas sumergidas móviles son capaces de manejar condiciones de muy alta carga orgánica sin problemas de taponamiento y tratar aguas residuales de diferentes tipos. Esto se evidencia al observar la capacidad de mantener una alta remoción de materia orgánica (por encima del 80%) y de nitrógeno total (sobre el 70%), aún para cargas que superan los 1500 mg/L de DBO.
- ✓ El soporte usado (astillas de madera) fue capaz de lograr grados de remoción aceptables en un proceso donde la nitrificación y la desnitrificación fue necesaria.
- ✓ El soporte de madera ofrece una gran superficie que permite mayor cantidad de biomasa adherida por unidad de volumen, con la desventaja que posee una baja proporción espacios vacíos que son los que permiten más transferencia de oxígeno. A esto se suma el exceso de oxígeno que pudo existir en ocasiones, y que causara la separación de la biomasa formada en el soporte, lo cual pudo afectar el rendimiento del proceso.
- ✓ Es posible que esta última sea la razón por la cual no se lograron grados de remoción de la DBO y del nitrógeno total superiores a 90%.
- ✓ Los valores iniciales de nitrógeno amoniacal fueron superiores en todos los ensayos a 4 mg/L, por ello, la remoción de nitrógeno total dependió mayormente de la concentración de oxígeno en el reactor aerobio (donde se dio la nitrificación) y la carga orgánica recirculada al reactor anóxico.
- ✓ El grado de remoción de la DBO y del nitrógeno total aumenta a medida que se incrementa el porcentaje de recirculación del reactor aerobio al anóxico. La tendencia de este comportamiento indica además, que a pesar



de ir en aumento el porcentaje de remoción de la DBO y de nitrógeno total llegará a mantenerse constante.

✓ Los reactores de biopelículas sumergidas móviles demostraron tolerancia a los impactos por choques en las cargas, debido a la adición de suero lácteo, a concentraciones de 10 y 30% en masa, con porcentajes por encima del 70% de remoción para DBO y nitrógeno total.

✓ Al prescindir del mezclador mecánico en el reactor de biopelículas sumergidas anóxico, se obtuvo el resultado más bajo de remoción de la DBO y nitrógeno total, evidenciándose la importancia de la mezcla en este recipiente que asegura condiciones como mantener el contacto entre la biomasa formada en el soporte y la materia orgánica, para liberar con facilidad los gases de nitrógeno que se van produciendo y para mantener condiciones homogéneas y sin sedimentación en el reactor.

✓ Los valores de cargas volumétricas y específicas de nitratos removidos más elevados se encontraron en los ensayos 4 y 7, correspondientes a corridas donde las cargas hidráulicas fueron de 8,68 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ (alta rata) y las DBO a la entrada fueron de 1024 y 1515 mg/L , respectivamente.

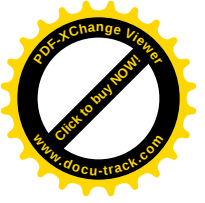
✓ Se evidencia el efecto que tienen en el proceso de desnitrificación, factores como la carga orgánica, hidráulica y la relación de recirculación. El comportamiento de la carga volumétrica y específica de nitratos removida fue directamente proporcional al incremento de la DBO inicial, el régimen de flujo y la relación de recirculación.

✓ Se evidencia además que el proceso de desnitrificación (en la zona anóxica) y nitrificación (en la zona aerobia), se llevaron a cabo adecuadamente con grados de remoción de nitratos por encima del 90%, a pesar de que las DBO de salida del sistema fueron altos.

✓ Las eficiencias de remoción de la DBO se encontraron entre 82 y 87%, mientras que las de nitrógeno total estuvieron en el rango de 71 y 73%, con medias de 85 y 72%, respectivamente. Esto bajo condiciones de variación de la carga orgánica e hidráulica.

✓ Las eficiencias de remoción variaron entre 79 y 84% para la DBO, y se encontraron en el rango de 71 y 74% para remoción del nitrógeno total, a medida que cambia la relación de recirculación.

✓ La eficiencia de remoción de la DQO presentó mayor variación, entre 80 y 90%, con una media de 87% aproximadamente para el proceso de desnitrificación con carga hidráulica de alta rata (8,68 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-d}$) y un valor



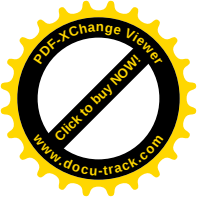
promedio de 81% de remoción de DQO para el caso de baja rata ($2,37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$).

✓ Los resultados de eficiencia de remoción de la DQO son comparables con los alcanzados por González y Saldarriaga (2008), estos últimos lograron un 90% de remoción de la DQO.

✓ La eficiencia de remoción de la DQO en base a la relación de recirculación estuvo entre 80 y 82%, encontrándose por debajo a otras referencias donde las relaciones de recirculación de hasta 300% terminan siendo las que arrojan valores de eficiencia de 87,4% de la DQO.

✓ Las eficiencias de remoción de nitratos presentaron los resultados más elevados (tanto para alta como baja rata) con porcentajes que oscilaron entre los 95 y 98%, con un promedio en ambos casos de aproximadamente el 97% de eficiencia de remoción de nitratos. Los nitritos mostraron eficiencias de remoción que variaron entre el 82 y 92%.

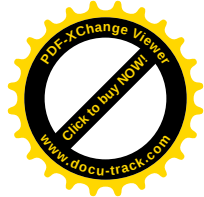
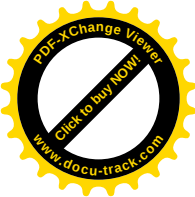
✓ La eficiencia de remoción de nitratos variando la relación de recirculación, se mantuvo estable a un valor promedio de 96%. La eficiencia de remoción de nitritos, se pudo notar un incremento leve a medida que se aumentaba la relación de recirculación, con valores que oscilaron entre el 85 y 86% de eficiencia.



RECOMENDACIONES

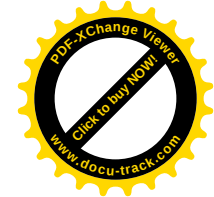
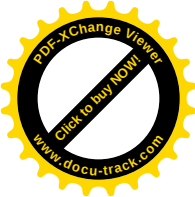
También se recomienda:

- ✓ Realizar el estudio del proceso de desnitrificación en diferentes tipos de reactores biológicos con el uso de astillas de madera como soporte, para hacer la comparación de resultados (filtros percoladores y otros).
- ✓ Llevar a cabo pruebas con astillas de madera de diferentes formas y dimensiones a las probadas (cilíndricas, hexagonales, octogonales y con otros valores de diámetro y profundidad).
- ✓ Realizar una caracterización más completa de los lodos obtenidos por este proceso de depuración para estudiar el aprovechamiento que se le pueda dar y la composición del mismo.
- ✓ Evaluar el proceso de desnitrificación a valores de DBO a la entrada más elevados para probar la resistencia del sistema biológico.
- ✓ Incluir en la evaluación mayor cantidad de regímenes de flujo, relaciones de recirculación más altos (200, 250 y 300%) y variar los volúmenes de soporte a ocupar para observar el efecto sobre el rendimiento del proceso.
- ✓ Llevar a cabo pruebas con diferentes tipos de efluentes, ya sea de diferentes fuentes industriales o sintéticas, para estudiar la eficiencia de las astillas de madera.
- ✓ Estudiar el efecto directo que tienen el área del soporte, la densidad, la rugosidad, la porosidad, el porcentaje de espacios vacíos y la durabilidad, para relacionar la influencia de las astillas de madera en la efectividad del proceso de desnitrificación.
- ✓ Tomar muestras a la salida de la zona anóxica para la determinación de la DBO en este punto y así observar el efecto directo que tiene la concentración de materia orgánica en las bacterias desnitrificantes y su rendimiento.

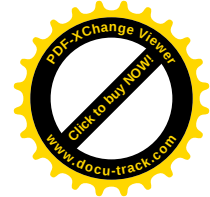
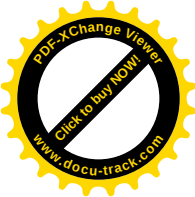


REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arias, F. (2006). *El Proyecto de Investigación* (5^a ed.). Caracas: Editorial Episteme.
- Arriechi, G., Contreras, J. y Marcano, L. (2011). *Evaluación del proceso de desnitrificación en el módulo 4 de la planta de tratamiento de aguas residuales La Mariposa 1*. Revista de Ingeniería UC, volumen 18, número 3.
- Camargo, M. (2011). *Efecto de la aireación sobre la remoción de materia orgánica y nitrógeno en biorreactores de lecho móvil*. Proyecto de Investigación realizado en la Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cervantes, F., Pavlostathis, S. y Van Haandel, A. (2006). *Advance biological treatment processes for industrial wastewaters. Principles and applications*. Londres: IWA Publishing.
- Durán, S. y Beristáin, R. (2013). *Conducta metabólica de un consorcio desnitrificante para la eliminación de fenol y nitrito, empleando un reactor de lecho empacado*. Proyecto de Investigación realizado en el Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Estadísticas del agua en México (2011). *Agua en el mundo. Capítulo 8*. México:
- FAO (2008). *Information System on Water and Agriculture, Aquastat*.
- Gelves, A. y Méndez, J. (2005). *Diseños prácticos de filtros percoladores en plantas de tratamiento de aguas negras*. Proyecto de investigación presentado como trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad Rafael Urdaneta, Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela.



- González, M. y Saldarriaga, J. (2008). *Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio*. Proyecto de Investigación publicado en la Revista EIA, ISSN 1794-1237 Número 10, p. 45-53, Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín, Colombia
- Jacomé, A., Molina, J. y Suárez, J. (2002). *Tecnologías biopelícula para la depuración de aguas residuales*. Grupo de Ingeniería del agua y del Medio Ambiente (Universidade da Coruña), CITECC.
- Lozano, W. (2012). *Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales*. Colombia: Universidad Nacional Abierta y a Distancia.
- Mallia, A.; Dautant, R.; Niño, Z. y Sierra, A. (2012). *Evaluación del proceso de desnitrificación en reactores escala piloto tipo bioactivadosrds con remoción de nutrientes*. Proyecto de Investigación publicado en la Revista Ingeniería y Sociedad UC, volumen 7, número 1, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.
- Metcalf y Eddy, Inc (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4^aed). Estados Unidos: Mc Graw Hill.
- ONU. UNICEF-OMS (2010). *Programa conjunto de vigilancia del abastecimiento de agua y el saneamiento. Progresos en materia de agua y saneamiento*. UNICEF, Nueva York y OMS, Ginebra.
- Park, H., Chang, I. y Lee, K. (2015). *Principles of membrane bioreactors for wastewater treatment*. New York: CRC Press.
- Pérez, M. y Dautant, R. (2005). *Estudio del proceso de remoción de fósforo y nitrógeno en un reactor discontinuo secuencial (SBR) variando los tiempos de ciclo*. Proyecto de Investigación de la Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela
- Ramalho, R. (1983). *Tratamiento de aguas residuales*. Caracas: Editorial Reverté.



Rivas, G. (1978). *Tratamiento de aguas residuales* (2^a ed.). Caracas: Ediciones Vega.

Rivera, A., Valdés, P., Castro, R., Nieves, G. y De La Torre, V. (1998). *Influencia de la recirculación en un sistema de filtro percolador*. Instituto de Investigaciones para la Industria Alimenticia. La Habana, Cuba.

Sabino, C. (2000). *El proceso de investigación*. Caracas: Editorial Panapo.

UNESCO-World Water Assessment Programme (2006). *Water a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2*. Executive Summary.

UNESCO-World Water Assessment Programme (2003). *Water for people water for life. The United Nations World Water Development Report*. Executive Summary.

UN-Water (2009). *UN-Water Annual Report 2009*. Executive Summary.

VITALIS (2013). *Situación ambiental de Venezuela 2012*. Disponible en: <http://www.efemeridesvenezolanas.com/archivos/Situacion-Ambiental-de-Venezuela-2012.pdf>

World Wide Fund for Nature (2006). *Sustainability Standards for Bioenergy*. Berlín: WWF Germany.