

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

Colegio de Ciencias e Ingeniería

**Tratamiento de agua residual de la extracción del
aceite crudo de palma para su reutilización como agua
de proceso mediante un biofiltro de arena**

Proyecto de Investigación

Carla Mercedes Moreno Reinoso

Trabajo de titulación presentado como requisito
para la obtención del título de Ingeniera Ambiental

Quito, 21 de diciembre de 2015

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO
COLEGIO DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**HOJA DE CALIFICACIÓN
DE TRABAJO DE TITULACIÓN**

**Tratamiento de agua residual de la extracción del
aceite crudo de palma para su reutilización como agua
de proceso mediante un biofiltro de arena**

Carla Mercedes Moreno Reinoso

Calificación:

Nombre del profesor, Título académico

Rodny Peñafiel, Dr. Ing.

Firma del profesor

Quito, 21 de diciembre de 2015

Derechos de Autor

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma del estudiante: _____

Nombres y apellidos: Carla Mercedes Moreno Reinoso

Código: 00104358

Cédula de Identidad: 180432752-4

Lugar y fecha: Quito, 21 de diciembre 2015

Tabla de contenido

Resumen	7
Abstract	8
Introducción	9
Materiales y métodos	11
Toma de muestras de agua residual	11
Métodos analíticos	11
Biofiltro de arena	12
Resultados y Discusión	14
Caracterización del agua residual	14
Reducción de materia orgánica	15
Nitrificación	16
Desnitrificación.....	18
Balance de nitrógeno inorgánico total	19
Parámetros <i>in-situ</i>	20
Conclusiones	21
Bibliografía	22

Índice de tablas

Tabla 1. Composición del medio basal mineral con glucosa (MBMg)	13
Tabla 2. Caracterización de parámetros físico-químicos de muestras obtenidas de lagunas anaeróbicas y límites máximos permisibles por el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente.	14
Tabla 3. Balance de nitrógeno inorgánico total en el sistema.	20

Índice de figuras

Figura 1. Esquema del biofiltro para purificación de agua residual de la extracción del aceite crudo de palma	12
Figura 2. Vista horizontal del biofiltro.....	12
Figura 3. Concentración de la DQO _{total} en función del tiempo durante la etapa con aireación	16
Figura 4. Concentración de amonio en función del tiempo durante la etapa de aireación.....	17
Figura 5. Concentración de nitrato en función del tiempo durante la etapa de aireación	18
Figura 6. Concentración de nitrógeno inorgánico total (N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻) en función del tiempo durante la etapa de aireación y sin aireación.....	19
Figura 7. Concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo.....	19
Figura 8. Concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo.....	21

Tratamiento de agua residual de la extracción del aceite crudo de palma para su reutilización como agua de proceso mediante un biofiltro de arena

Carla Moreno¹, Valeria Ochoa-Herrera¹, Rodny Peñafiel¹

¹Universidad San Francisco de Quito (USFQ), Colegio de Ciencias e Ingeniería, Diego de Robles y Vía Interoceánica, Quito, Ecuador.

Resumen

En este estudio se investigó la remoción de turbidez, demanda química de oxígeno (DQO), amonio y nitrato del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de Palma Africana, ubicada en la provincia de Esmeraldas – Ecuador. El efluente se purificó en un sistema de laboratorio que consiste en un biofiltro de arena, donde ocurren procesos físico-mecánicos (remoción de la turbidez), biológicos aerobios (eliminación de materia orgánica y nitrificación) y anóxicos (desnitrificación). El sistema de purificación consiste en un biofiltro de arena que descarga a un recipiente de donde se recircula el agua al biofiltro. El tiempo de residencia hidráulico en el sistema es de 20 días (13.3 días en el biofiltro y 6.7 días en el recipiente de recirculación). La remoción de materia orgánica y nitrificación se logró mediante aireación (8 horas al día), mientras que la desnitrificación ocurre en el período anóxico (16 horas al día). El sistema se operó durante 294 días y se logró una remoción de un 96% de la turbidez, 92% de la DQO, 90% de amonio y 9 % de nitrato.

Palabras Clave: nitrificación, desnitrificación, DQO, aerobio, anóxico.

Abstract

The removal of turbidity, chemical oxygen demand (COD), ammonium and nitrate of Palm Oil Mill Effluent (POME) treated in a wastewater treatment plant was investigated in the present study. The Palm Oil Mill was located in the province of Esmeraldas-Ecuador. The treated POME was purified in a laboratory system consisting of a sand biofilter where physical-mechanical (turbidity removal), biological aerobic (removal of organic matter and nitrification) and anoxic (denitrification) processes took place. The purification system involved a sand biofilter that discharged into a vessel where water was recirculated to the biofilter. The hydraulic residence time in the system was 20 days (13.3 days in the biofilter and 6.7 days in the recirculation vessel). The removal of organic matter and nitrification was achieved by aeration (8 hours per day), while denitrification occurred during the anoxic period (16 hours per day). The system was operated for 294 days and reached 96% removal of turbidity, 92% of COD, 90% of ammonium and 9% of nitrate.

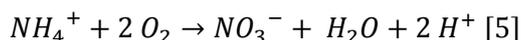
Keywords: nitrification, denitrification, COD, aerobic, anoxic.

Introducción

La extracción de aceite crudo de palma genera impactos ambientales a nivel de agua, suelo, aire y pérdida de la biodiversidad [1]. En el proceso de extracción de aceite de palma consiste en la digestión de la fruta en un cilindro calentado por vapor. La fruta digerida pasa a un proceso de prensado en donde se extrae el aceite bruto y se genera una mezcla líquida con el nombre de licor de prensa. El cual se dirige a un tamizador en donde se separa la basura y el líquido pasa a un clarificador. En el clarificador se separa el aceite por diferencia de densidades y el aceite clarificado se lleva a un proceso de secado. La fase acuosa pasa a centrifugas para recuperar el aceite restante, durante este proceso se genera agua residual que pasa a la planta de tratamiento de aguas residuales [1].

Al final del proceso de producción se genera un agua residual conocida como POME (Palm Oil Mill Effluent) la cual presenta: elevado contenido de materia orgánica medida en términos de la demanda química de oxígeno (DQO) de alrededor de 50 000 mg L⁻¹, temperaturas entre 80-90°C, pH ácido de 4.7, sólidos totales (ST) con valores de hasta 40 500 mg L⁻¹, grasas y aceites alrededor de 4 000 mg L⁻¹, Nitrógeno Total Kjeldahl (TKN) de 750 mg L⁻¹ [2]. La elevada concentración de materia orgánica limita la disponibilidad de oxígeno para los organismos vivos presentes en ecosistemas acuáticos, ya que durante la oxidación biológica de la materia orgánica, los microorganismos consumen el oxígeno disponible del agua [3]. La acidificación de los ecosistemas acuáticos reduce la capacidad fotosintética de las algas, favorece la bioacumulación de aluminio y elementos trazas en macrófitos acuáticos, crustáceos, peces y anfibios [4]. El alto contenido de nutrientes: nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻) o amonio (NH₄⁺) en aguas residuales genera un problema de contaminación en el agua llamado eutrofización [4].

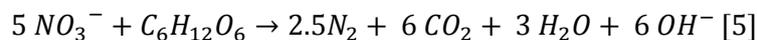
El proceso de nitrificación es realizado por bacterias quimiolitotóxicas que emplean carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular y el nitrógeno amoniacal para obtener energía [4]. La nitrificación consta de dos etapas, en la primera el nitrógeno en forma de amonio es oxidado a nitrito (bacterias de género *Nitrosomas*), seguida de una segunda etapa en la que éstos son oxidados a nitratos (bacterias de género *Nitrobacter*) [3].



La velocidad específica de nitrificación depende de la temperatura (óptimo entre 25 y 30°C) y del pH (óptimo alrededor de 8.5) [6]. Al ser una reacción aerobia, la concentración de oxígeno disuelto (OD) debe estar entre 3 y 5 mg L⁻¹ para promover el crecimiento de bacterias nitrificantes, se consume alrededor de 4.33 mg de O₂ por cada mg de NH₄⁺ oxidado [7]. La relación C/N debe ser baja, estudios demuestran inhibición de actividad nitrificante con relaciones de C/N sobre 2 o expresado como DQO/N 5.4 [8]. La nitrificación genera una pequeña cantidad de biomasa y consume 7.07 g de alcalinidad (CaCO₃) por cada mg de NH₄⁺ oxidado disminuyendo el valor del pH por la producción de iones hidrógeno [7]. El aumento de la carga orgánica promueve el rápido crecimiento de bacterias heterótrofas que compiten con las bacterias nitrificantes; limitando la disponibilidad de OD y el espacio en el biofiltro [8] [9].

La desnitrificación es un proceso por el cual los nitratos son reducidos a compuestos gaseosos de nitrógeno. Los organismos responsables son bacterias heterótrofas aerobias facultativas que se desarrollan en condiciones anóxicas [3]. Un sistema de tratamiento anóxico se produce en ausencia de oxígeno disuelto, en donde se utilizan compuestos oxidados como nitrato y nitrito para las reacciones metabólicas [5]. Las bacterias utilizan el NO₃⁻ como aceptor final de electrones

y el carbono orgánico del agua residual como donador de electrones [10]. En presencia de oxígeno, los microorganismos tienen preferencia a éste, frente al nitrato y nitrito, en concentraciones mayores a 2 mg L⁻¹ de oxígeno se inhibe la desnitrificación [10]. Estudios han demostrado desnitrificación en concentraciones de OD entre 0.2 a 0.5 mg L⁻¹ [11]. Para el proceso, los microorganismos necesitan una fuente de carbono orgánico que puede ser materia orgánica contenida en el agua residual o una fuente de carbono externa (por ejemplo metanol) [3].



Los factores que intervienen en el proceso son: la concentración de oxígeno disuelto, la fuente de carbono orgánica, concentración de nitratos, temperatura, potencial de óxido-reducción y pH [3]. El pH puede estar en un rango de 4 a 9.5 el cual influye en la formación de los productos. En condiciones de pH ácidas (menor a 6) se produce óxido nítrico, tóxico para las bacterias. Por encima de 7 se produce óxido nitroso que es reducido inmediatamente a nitrógeno gaseoso [10]. Durante la desnitrificación se produce un aumento en el pH ya que la alcalinidad se incrementa y la concentración de ácido carbónico disminuye. Cada mg de N-NO₃⁻ reducido genera 3.57 mg de alcalinidad, expresada como carbonato de calcio (CaCO₃) compensando el descenso del pH ocurrido durante la nitrificación [4]

Un factor que interviene en la reducción del nitrato es la relación C/N, expresada como DQO/NO₃-N [12]. Cuando esta relación se encuentra en un rango de 6-9 se observa desnitrificación principalmente a través de la RDNA (Reducción Desasimilativa de Nitrato - Amonio) [13]. Sin embargo, estudios realizados por Ghaniyari-Benis et al, han encontrado desnitrificación con relaciones de DQO/N de 3.3 en un reactor de biopelícula anaerobia de múltiples etapas, con una alimentación de 3 000 mg L⁻¹ de NO₃⁻ y 10 000 mg Ld⁻¹ de DQO [14]. Cuando existe limitación de carbono las bacterias heterótrofas producen enzimas que utilizan el NO₂⁻ como aceptor final de electrones en lugar del NO₃⁻ impidiendo el consumo de nitrato [12].

Los procesos de nitrificación y desnitrificación pueden operarse mediante cultivos mixtos de bacterias autótrofas y heterótrofas en suspensión; bajo condiciones de operación aerobia y anóxicas [4]. Wuhrmann planteó un sistema de postdesnitrificación, en el cual el agua residual se trata en una etapa aerobia y después en una etapa anóxica, la materia orgánica del agua residual se consume en la etapa aerobia por lo cual es necesaria la adición de una fuente de carbono orgánica externa [15]. Posteriormente, Ludzack y Ettinger plantearon en 1962 un tratamiento de predesnitrificación denominado proceso de Ludzack Ettinger Modificado, en el cual el agua residual se trata primero en una zona anóxica y posteriormente en una zona aerobia, los nitratos llegan por recirculación y se aprovecha la materia orgánica contenida en el agua residual [15].

Se han desarrollado tratamientos biológicos conocidos como biofiltros, consisten en lechos empacados con un medio poroso a través del cual pasa el agua a depurar [16]. El medio sirve como soporte para el crecimiento de los microorganismos. Mediante lo cual se puede realizar la eliminación de materia orgánica, nitrificación, desnitrificación. Para este tratamiento es necesario la recirculación del efluente o filtros en serie [17]. En este sistema, el lecho tiene también un efecto filtrante y atrapa los sólidos suspendidos del agua disminuyendo su turbidez [16].

Los procesos de nitrificación y desnitrificación pueden ocurrir simultáneamente en un único reactor [12], cuando el amonio es oxidado por microorganismos heterótrofos nitrificantes y la reducción de nitrato por microorganismos desnitrificantes [4]. Los factores que influyen en este

proceso simultáneo son: altas concentraciones de materia orgánica que provocan la inhibición de bacterias autótrofas nitrificantes, mientras que en concentraciones bajas conduce al déficit de donador de electrones para las desnitrificantes [18]. Cuando la relación DQO/NO₃-N se encuentra en un rango de 3-5 ocurre una desnitrificación incompleta observando una escasez de carbono [13]. Sin embargo, con relaciones de DQO/N mayores a 5.4 se observa inhibición en la nitrificación [8]. Para que ocurra una nitrificación heterotrófa y desnitrificación simultánea la relación DQO/N debe estar en un rango de 5-6 [13] [8]. El OD es un parámetro clave, éste se difunde en las capas de flóculos microbianos para el crecimiento del biofilm y es consumido por bacterias nitrificantes. Poco a poco la concentración de oxígeno disminuye y la zona interna de los flóculos pasa a condiciones anóxicas [11]. A bajas concentraciones de OD se suprime la nitrificación, mientras que a altas concentraciones se inhibe la desnitrificación [4]. Sin embargo en un estudio realizado por Münch se determinó que a concentraciones alrededor de 0.5 mg L⁻¹ de OD las velocidades de nitrificación heterotrófa y desnitrificación son iguales [12]. En situaciones donde los microorganismos autótrofos son inhibidos y existen sustratos orgánicos ocurre una nitrificación heterotrófica sin embargo esta es 10³ - 10⁴ veces más lenta que la autotrófica [12].

El objetivo del presente estudio es evaluar el funcionamiento de los procesos de remoción de turbidez, eliminación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación que ocurren en un biofiltro de arena a escala de laboratorio para purificar agua residual tratada en lagunas de estabilización por procesos anaerobios proveniente de una extractora de palma africana ubicada en Esmeraldas – Ecuador.

Materiales y métodos

Toma de muestras de agua residual

Las muestras provienen de un sistema de tratamiento de aguas residuales con lagunas anaerobias y facultativas de una industria extractora de aceite crudo de palma ubicada en Esmeraldas - Ecuador. Las muestras se tomaron en el efluente de la Laguna 4 y Laguna 5. Según estudios realizados en la planta de tratamiento de la extractora, la Laguna 4 tiene un tratamiento anaerobio que promueve el crecimiento de bacterias metanogénicas que degradan la materia orgánica generando 115 m³ d⁻¹ de metano y dióxido de carbono. La Laguna 5 es facultativa, presenta una generación de metano de 16.7 m³ d⁻¹, en la salida de la Laguna 5 el tratamiento metanogénico finaliza y empieza un tratamiento aerobio [19].

Durante los 33 primeros días de la 1^{ra} etapa, se alimentó con la muestra del efluente de la Laguna 4 sin ningún tipo de remoción de sólidos, es decir tal como se extrajo de la Laguna 4. A partir del día 34 de la 1^{ra} etapa y durante toda la 2^{da} y 3^{ra} etapa se alimentó las muestras de la Laguna 4 y 5 eliminando los sólidos sedimentables.

Métodos analíticos

Los análisis se determinaron de acuerdo a los protocolos del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la USFQ (LIA-USFQ) que se basan en las técnicas del *Standard Methods* de la AWWA. Durante el estudio se realizó la caracterización físico-química del agua residual de la Laguna 4 y 5 y se monitoreó semanalmente el funcionamiento del biofiltro. Los parámetros que se evaluaron fueron: Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos

Suspendidos Volátiles (SSV), Demanda Química de Oxígeno (DQO) total y soluble, nitrato, amonio, oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez.

Biofiltro de arena

El estudio se realizó a escala laboratorio, con un recipiente de vidrio con las siguientes dimensiones: 100 cm de largo, 15 cm de alto y 30 cm de profundidad. El biofiltro se encuentra dividido por tres canales: dos de 11 cm y uno de 8 cm (Figura 1). El filtro contiene 26 L de arena con un espesor del lecho de 10 cm, la arena presenta una porosidad de 0.4 lo que corresponde a un volumen de agua en el filtro de 10 L [20].

El agua previamente tratada en lagunas de estabilización se colocó en un recipiente de recirculación de 3 L, por medio de una bomba sumergible ingresa al biofiltro a un caudal de 2.67 L h^{-1} , atraviesa la arena a una velocidad de filtración de 24 cm h^{-1} por el primer y segundo canal y a 33 cm h^{-1} por el tercer canal. El agua pasa por todo el biofiltro en un transcurso de 4 horas y finalmente se descarga al recipiente de recirculación en donde es almacenada hasta regresar al biofiltro.

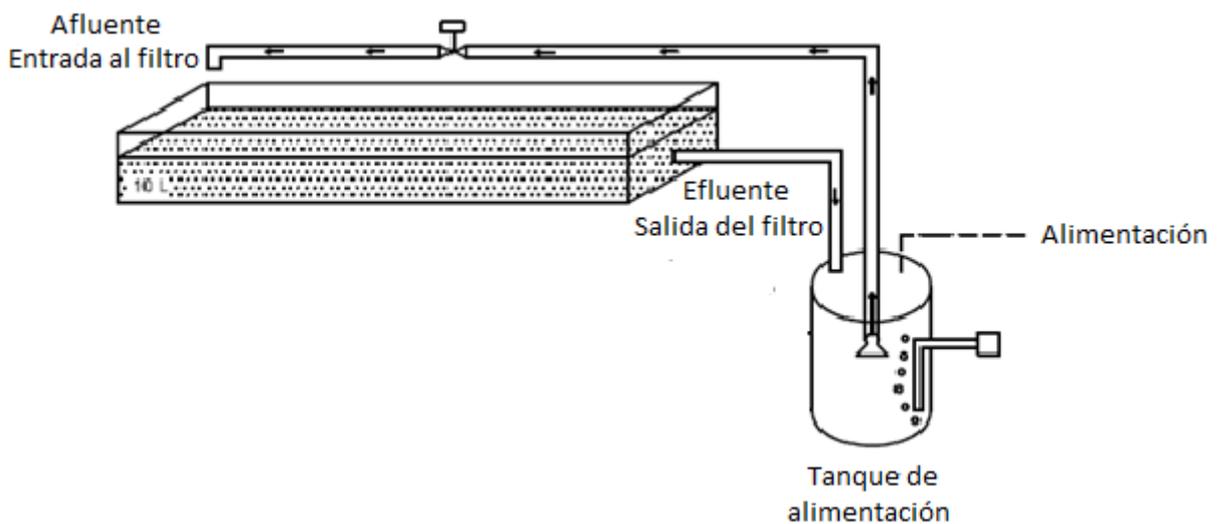


Figura 1. Esquema del biofiltro para purificación de agua residual de la extracción del aceite crudo de palma

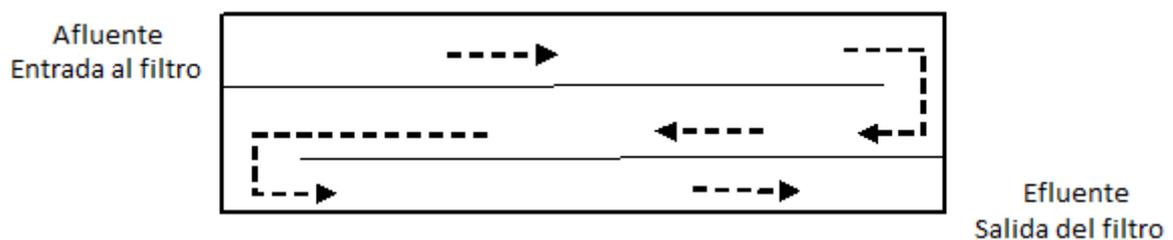


Figura 2. Vista horizontal del biofiltro.

Primera Etapa

Durante los primeros 33 días de funcionamiento, el reactor se alimentó con una muestra de agua residual del efluente de la Laguna 4 cuya caracterización se presenta en la Tabla 2. Posteriormente se removió los sólidos sedimentables de esta muestra, disminuyendo la carga orgánica y obteniendo una nueva caracterización (Tabla 2) con la cual se trabajó desde el día 34 al 84.

La alimentación se realizó cada dos horas para simular la operación de descarga que reciben las lagunas, hasta alcanzar un volumen total de 650 mL d^{-1} de agua residual (50%) y medio basal mineral con glucosa, MBM, (50%). El tiempo de residencia hidráulico de esta etapa fue de 20 días, dividido en 13.3 días en el biofiltro y 6.7 días en el recipiente de recirculación. Los 3 litros de agua que se encuentran en el tanque de alimentación están en constante aireación por medio de 4 aireadores y 4 dispersores para mantener el OD entre 2 y 4 mg L^{-1} . Al momento de colocar el agua residual en el tanque de alimentación, se retira la misma cantidad de agua del efluente del filtro para mantener constante el volumen en el sistema.

Segunda Etapa

Esta etapa dura desde el día 85 al 182. Durante este período se alimentó al sistema la muestra del efluente de la Laguna 5 con remoción de sólidos sedimentables, cuya caracterización se presenta en la Tabla 2. El volumen, la forma de alimentación y el tiempo de residencia se mantuvieron como en la primera etapa. En esta etapa se inicia el proceso de desnitrificación a partir del día 85 para lo cual es necesario un ambiente anóxico, por lo que se aplican intervalos de 12 h de aireación (8H00 – 20H00) y 12 h de no aireación (20H00 - 8H00). Posteriormente, a partir del día 120 hasta el día 182 se amplió el tiempo de no aireación a 16 h (20:00 – 12:00) y el período de aireación fue de 8 h (12H00 – 20H00).

Tercera Etapa

La tercera y última etapa duró desde el día 183 al 294. Se alimentó con la muestra de la Laguna 5 con remoción de sólidos sedimentables en su 100%, es decir se dejó de alimentar medio basal mineral desde el día 183 hasta el día 224. El volumen de alimentación se redujo a 325 mL generando un tiempo de residencia de 40 días (26.6 días en el filtro y 13,4 días. El tiempo de aireación fue de 8 h (8H00 a 16H00). A partir del día 224 se alimentó con MBM simulando la concentración de amonio de la Laguna 5 (Tabla 1).

Tabla 1. Composición del medio basal mineral con glucosa (MBMg)

Etapa	1^{ra} y 2^{da}	3^{ra}
Compuesto	[g L⁻¹]	
NH ₄ Cl	0.280	0.790
MgSO ₄ .7H ₂ O	0.626	0.626
CaCl ₂	0.010	0.010
Extracto de levadura	0.010	0.010
NaHPO ₄	0.148	0.148

Glucosa	0.178	0.870
NaNO ₃	0.012	0.012
NaHCO ₃	3.000	3.000
Solución de elementos traza ¹	1 mL L ⁻¹	1 mL L ⁻¹

¹ H₃BO₃, FeCl₂ 4H₂O, ZnCl₂, MnCl₂, (NH₄)₆Mo₇O₂₄ 4H₂O, AlCl₃ 6H₂O, CoCl₂ 6H₂O, NiCl₂ 6H₂O, CuSO₄ 5H₂O, NaSeO₃ 5H₂O, EDTA, Resazurin, HCl 36%.

Resultados y Discusión

Caracterización del agua residual

La composición de las muestras de agua residual de las Lagunas 4 y 5 se resume en la Tabla 2.

Tabla 2. Caracterización de parámetros físico-químicos de muestras obtenidas de lagunas anaeróbicas y límites máximos permisibles por el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente.

Parámetro	Unidad	Laguna 4 sin remoción de sólidos sedimentables	Laguna 4 con remoción de sólidos sedimentables	Laguna 5 con remoción de sólidos sedimentables	Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce*
pH		7.71	7.60	8.0	5-9
OD	mg L ⁻¹	0.57	0.30	1.61	-
Conductividad	mS cm ⁻¹	5.88	4.28	4.60	-
Turbidez	NTU	Fuera de rango	884	173	-
DQO total	mg L ⁻¹	3705	2171	937	250
DQO soluble	mg L ⁻¹	-	1312	703	-
ST	mg L ⁻¹	13320	4930	2890	1600
SV	mg L ⁻¹	7490	1130	780	-
SST	mg L ⁻¹	2290	290	140	100
SSV	mg L ⁻¹	1990	270	80	-
Nitratos	mg L ⁻¹	39	56	6.00	44**
Amonio	mg L ⁻¹	407	188	266	-
TKN	mg L ⁻¹	-	-	-	15

*Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente. Libro VI Anexo 1 Tabla 12

**Modificado de 10 mg L⁻¹ N-NO₃⁻

El pH se encuentra entre 7-8 valores dentro del rango permisible para descarga a cuerpos de agua dulce de acuerdo a la normativa ambiental ecuatoriana y adecuada para el crecimiento de microorganismos nitrificantes y desnitrificantes. La concentración de OD en las dos lagunas es baja, según los criterios para la preservación de la flora y fauna en cuerpos de agua dulce cálida, puesto que el OD debe ser superior a 5 mg L⁻¹ [21]. Las bajas concentraciones de OD se debe a la alta concentración de materia orgánica responsable del consumo del mismo [4]. La conductividad es una medida indirecta de los sólidos totales disueltos, se encuentra en un rango entre 4 a 5 mS cm⁻¹. La turbidez es ocasionada por la dispersión coloidal o la presencia de

partículas en suspensión. La elevada cantidad de sólidos en el agua hace que la turbidez se encuentre fuera del rango de detección. Por lo tanto, para evitar la saturación del filtro se removió los sólidos sedimentables de la Laguna 4 y 5 reduciendo la turbidez a 884 y 173 NTU respectivamente. La DQO total en las dos lagunas es superior al límite máximo permisible por la norma ambiental ya que sobrepasa los 250 mg L⁻¹. No obstante, con la remoción de sólidos sedimentables la DQO bajó a 2171 mg L⁻¹ en la muestra de la Laguna 4 y 937 mg L⁻¹ en la Laguna 5.

Los sólidos totales tanto en la Laguna 4 y 5 presentan concentraciones elevadas aun cuando se remueven los sólidos sedimentables de las muestras, los valores sobrepasan los 1600 mg L⁻¹ límite máximo permisible. Los sólidos volátiles presentan concentraciones de 1130 mg L⁻¹ en la Laguna 4 y 780 mg L⁻¹ en la Laguna 5. Los SST representan el material particulado presente en la muestra, una vez eliminados los sólidos sedimentables de la Laguna 4 y 5 la concentración de SST es de 290 y 140 mg L⁻¹ respectivamente. Los SSV representan una medida indirecta de la biomasa, siendo 270 y 80 mg L⁻¹ respectivamente. La relación SSV/SST establece el comportamiento de las bacterias activas útiles para la degradación efectiva de materia orgánica ya que estos valores se asocian a la biomasa formada. Para un tratamiento biológico la relación debe ser alrededor de 0.7 [22]. En el caso de la Laguna 4 esta relación es de 0.93 y 0.57 en la Laguna 5 lo cual refleja que es factible un tratamiento biológico para remover la materia orgánica.

La Laguna 4 y 5 presentan concentraciones de nitrato de 56 y 6 mg L⁻¹. La disminución de nitrato entre la Laguna 4 y 5 puede estar relacionada a la desnitrificación debido a que la Laguna 4 es una laguna anaerobia [19]. La Laguna 4 presenta una concentración de amonio de 188 mg L⁻¹ y en la Laguna 5 aumenta a 266 mg L⁻¹ debido a un proceso de amonificación, que consiste en la asimilación de proteínas y aminoácidos para formar amonio [5].

Reducción de materia orgánica

Durante los primeros 33 días de la primera etapa, se alimentó 650 mL d⁻¹ correspondiente a la mezcla de 50% de MBM de glucosa y 50% de Laguna 4 sin remoción de sólidos sedimentables, presentando una concentración de DQO de 2102 mg L⁻¹, después de pasar por el biofiltro la concentración en el efluente bajó hasta 200 mg L⁻¹. Esto se debe principalmente a una remoción por procesos físicos de sólidos suspendidos totales debido a que el biofiltro tiene una gran capacidad de retención de partículas, durante este periodo, la turbidez bajo de 1220 hasta 3.74 NTU. Para evitar una posterior saturación debido a la elevada carga, a partir de día 34 al 84 se alimentó con la muestra de la Laguna 4 sin sólidos sedimentables. La concentración en la alimentación pasó de 2102 a 1337 mg L⁻¹. Después de 22 días de haber alimentado con una concentración de 1337 mg L⁻¹, el valor de la DQO en el efluente fue alrededor de 350 mg L⁻¹ logrando una eficiencia de 73% (Figura 3).

En la segunda etapa, que va desde el día 85 hasta el día 182, se alimentó 50% de MBMg y 50% agua de la Laguna 5 sin sólidos sedimentables cuya DQO fue de 718 mg L⁻¹. En esta etapa, se inicia con intervalos de aireación y no aireación. Se observa una disminución de la DQO en el tiempo hasta llegar a estabilizarse en un rango de 224 a 237 mg L⁻¹ para el periodo de aireación y entre 202 a 217 mg L⁻¹ en el periodo de no aireación. Logrando una eficiencia del 70%.

En la tercera etapa, desde el día 183 al 217, se dejó de alimentar MBMg y se colocó únicamente 325 mL de muestra de la Laguna 5 con una concentración de DQO de 937 mg L⁻¹. El tiempo de residencia aumentó a 40 días, la eficiencia de remoción se estabilizó en 58% con concentraciones promedio de 396 mg L⁻¹ a la salida del filtro. La disminución en la eficiencia se puede atribuir principalmente a la menor biodegradabilidad que presenta el agua de la Laguna 5. Las aguas residuales que contengan materia orgánica natural, son susceptibles a ser degradadas por microorganismos. Sin embargo, elementos como las grasas y aceites son menos biodegradables

[23]. El agua residual de la extracción de palma presenta concentraciones de grasas y aceites alrededor de $4\ 000\ \text{mg L}^{-1}$ [2]. Por lo que la degradación de materia orgánica de la Laguna 5 resulta más compleja que la del MBMg. Estudios de biodegradación de glucosa han encontrado una eficiencia del 80% en menos de tres días [24].

A partir del día 218 hasta el día 318 se alimentó solo MBM con una concentración de $1735\ \text{mg L}^{-1}$ llegando hasta porcentajes de remoción del 90%. La carga orgánica durante esta etapa mayor a la de las etapas anteriores, sin embargo se obtuvo una mayor eficiencia de remoción debido a la alta biodegradabilidad de la glucosa [25]

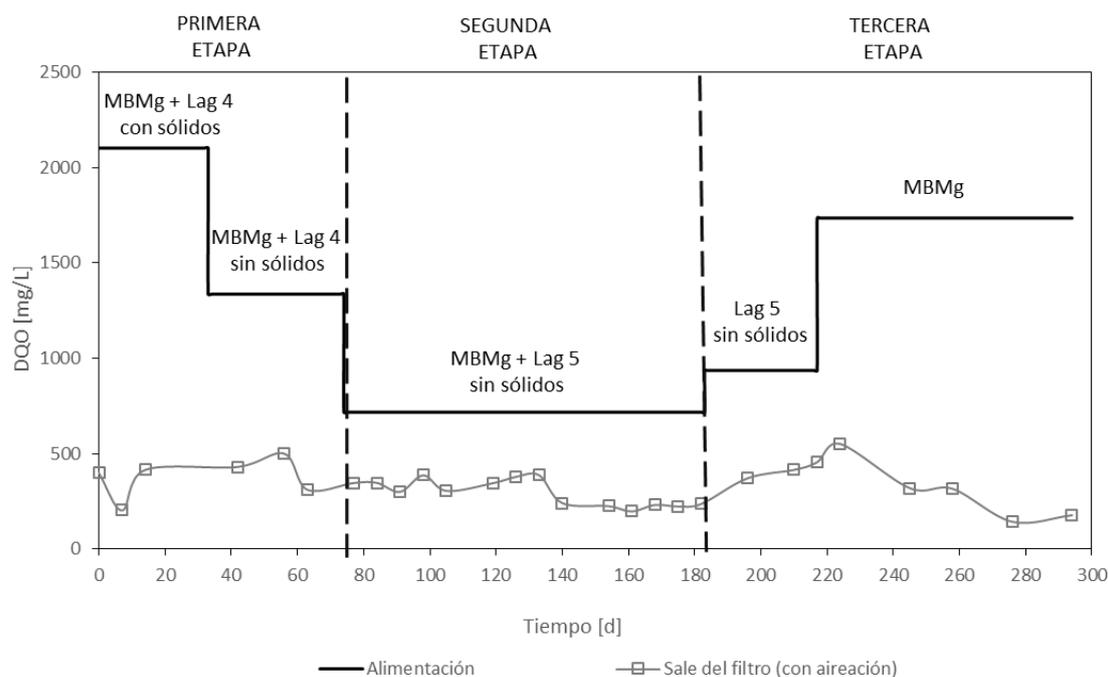


Figura 3. Concentración de la DQO total en función del tiempo durante la etapa con aireación. Lenda: (-) alimentación con MBM y Laguna, (○) Salida del filtro (sin aireación).

Nitrificación

Durante la primera etapa se alimentó una concentración de 177.5 y $188.5\ \text{mg L}^{-1}$ de NH_4^+ (Figura 4). En este periodo se mantuvo con aireación constante para promover la nitrificación. Se observó un incremento en la concentración de NO_3^- hasta un valor de $944\ \text{mg L}^{-1}$ (Figura 5) sin embargo la concentración de NH_4^+ en el filtro también incrementa hasta un valor de $166\ \text{mg L}^{-1}$. El aumento en la concentración de NH_4^+ refleja que no ocurre un proceso de nitrificación. Durante este periodo la concentración de materia orgánica es elevada, lo cual limita la nitrificación debido a una competencia microbiana entre bacterias autótrofas y heterótrofas [8]. Sin embargo, se observó un aumento en la concentración de NO_3^- lo cual puede estar relacionado con una degradación de materia orgánica nitrogenada.

En la segunda etapa la concentración de alimentación de amonio fue de $180\ \text{mg L}^{-1}$. Se redujo el tiempo de aireación de 24 a 12 h desde el día 85 al 119 y a 8 h de aireación desde el día 120 al 182. Durante los primeros días de esta etapa no se observa una remoción de amonio considerable. Sin embargo en los días posteriores, existe una tendencia a disminuir la concentración de amonio llegando a porcentajes de remoción del 74%. El cambio de una aireación constante durante todo el día, a sólo una aireación por 12 horas, afectó solo hasta que los microorganismos se adapten al cambio pero no causó inhibición en la nitrificación (Figura 4). Cabe recalcar que la concentración alimentación de materia orgánica durante esta etapa fue de $718\ \text{mg L}^{-1}$, dando una relación

DQO/N de 3.98 apta para la nitrificación [8]. A partir del día 120 se observa una disminución en la concentración de nitrato (Figura 4) y lo cual es consecuente con el aumento a 16 horas de no aireación promoviendo la desnitrificación.

En la tercera etapa se alimentó una concentración de 266 mg L^{-1} de amonio. En un inicio con agua de la Laguna 5 (desde el día 182 hasta el día 217), logrando una remoción de amonio del 66%. Posteriormente se alimentó solo con MBMg que contenía la misma concentración de amonio y una DQO de 1735 mg L^{-1} (desde el día 218 hasta el día 318), presentando una relación DQO/N de 6.5. Dicho valor es muy alto para la nitrificación ya que según estudios se ha demostrado inhibición en relaciones de DQO/N superiores a 5 [8], sin embargo se logró una elevada remoción de amonio del 87% (Figura 4) a pesar de que el tiempo de aireación en este período fue de solo 8h (8H00 a 16H00). Esto se debe a que la fuente de carbono es glucosa, la cual se degrada fácilmente y tomando en cuenta que se realiza una predesnitrificación, gran parte de la materia orgánica es degradada durante la etapa anóxica, siendo la concentración de la DQO menor al momento de realizar la nitrificación.

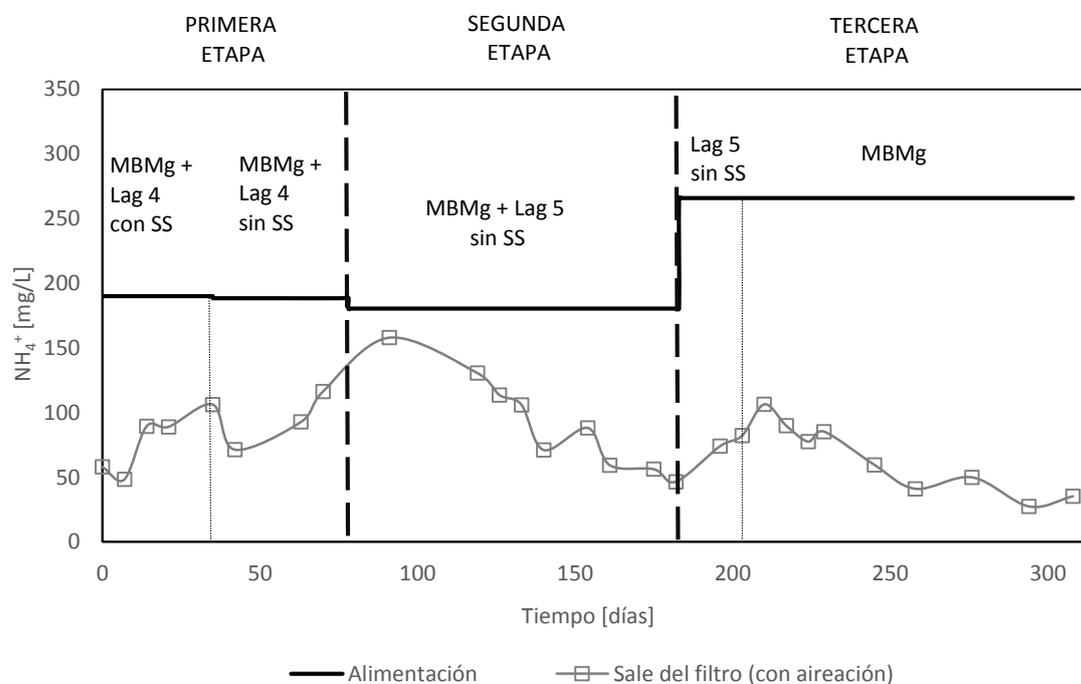


Figura 4. Concentración de amonio en función del tiempo durante la etapa de aireación.
 Leyenda: (-) alimentación con MBM y Laguna, (□) Salida del filtro.

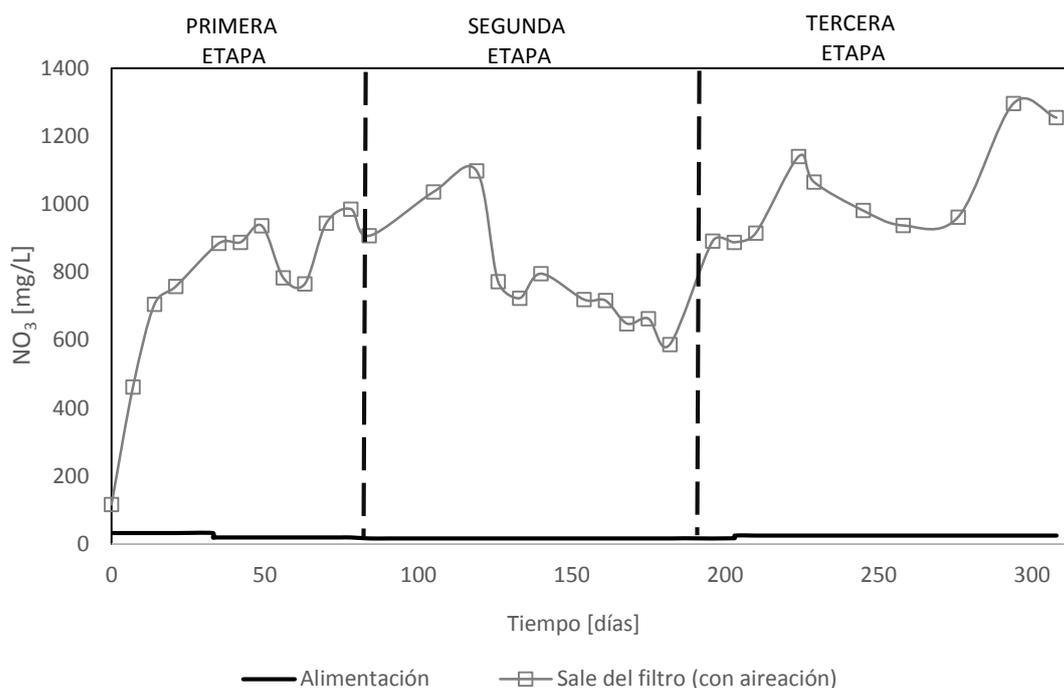


Figura 5. Concentración de nitrato en función del tiempo durante la etapa de aireación. Leyenda: (-) alimentación con MBM y Laguna, (□) Salida del filtro.

Desnitrificación

La eficiencia de la desnitrificación depende en gran parte de la disponibilidad de carbono [26] por lo que se optó por utilizar el método de Ludzack–Ettinger Modificado realizando una predesnitrificación [4] en la tercera etapa incorporando la alimentación a las 16:00 (período sin aireación de 16H00 a 8h00 del día siguiente) para evitar la limitación por falta de carbono.

El la Figura 6 se presenta la concentración de nitrógeno inorgánico total tomando en cuenta el $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$ a la salida del filtro, tanto en el periodo aerobio (período con aireación de 8H00 a 16h00) como en el anóxico. Se observa que existe desnitrificación ya que en el período anóxico la concentración de nitrógeno inorgánico total es 9% menor que durante la etapa con aireación. La baja desnitrificación puede deberse a que en ciertos periodos, no se ha logrado disminuir la concentración de OD a rangos de $0.2 - 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ que según la literatura son necesarios para que ocurra desnitrificación [11] (ver Figura 7). Según estudios, se ha visto nitrificación a concentraciones de OD de 0.5 mg L^{-1} , tomando en cuenta que solo se logró disminuir el OD entre $0.6 - 1 \text{ mg L}^{-1}$, es posible que durante la etapa de no aireación la desnitrificación estuvo inhibida por la elevada concentración de OD. Es importante evitar la presencia de oxígeno durante el proceso de desnitrificación para no liberar N_2O , gas contribuyente al efecto invernadero. En presencia de oxígeno se inhibe la enzima óxido nitroso reductasa, encargada de la reducción de N_2O a N_2 [27]

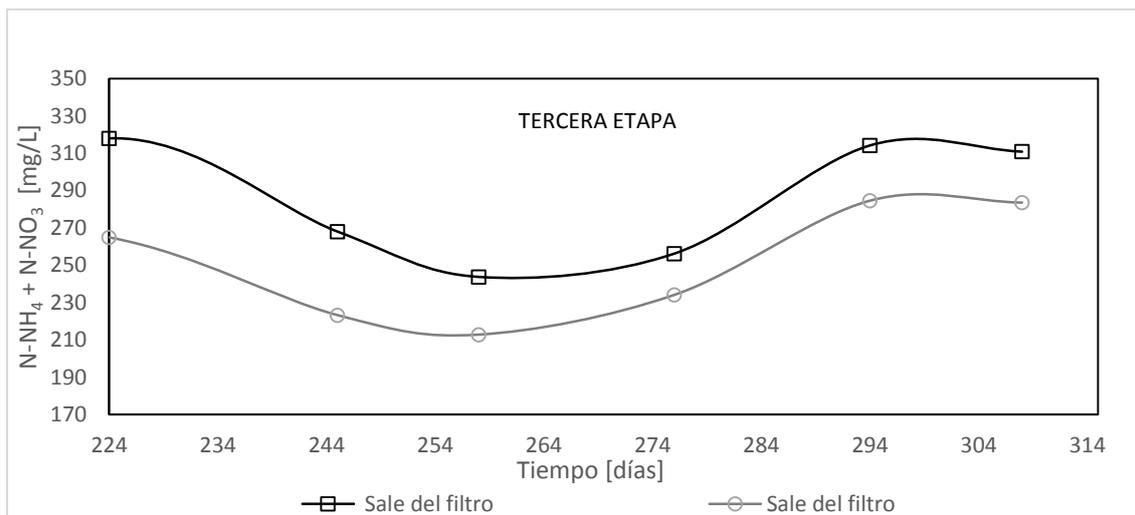


Figura 6. Concentración de nitrógeno inorgánico total (N-NH_4^+ + N-NO_3^-) en función del tiempo durante la etapa de aireación y sin aireación. Leyenda: (□) Sale del filtro en el periodo con aireación, (○) Salida del filtro en el periodo sin aireación.

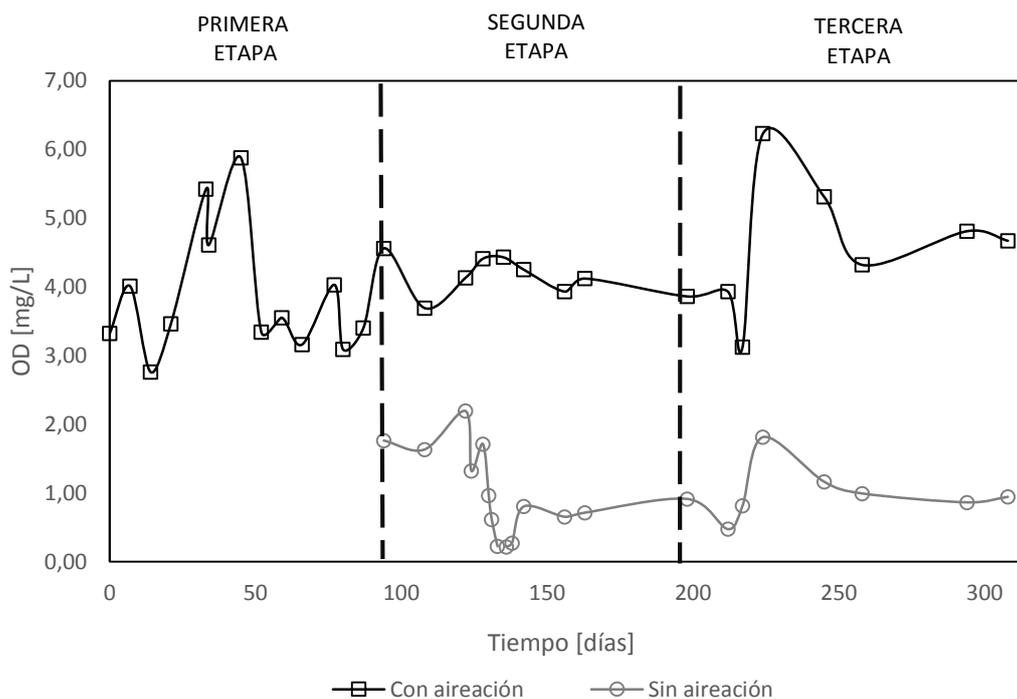


Figura 7. Concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo. Leyenda: (□) Entrada al filtro, (○) Salida del filtro.

Balance de nitrógeno inorgánico total

Los valores de nitrógeno orgánico total de la Tabla 3 provienen de la suma del N-NH_4^+ y N-NO_3^- , hay que recalcar que en la salida del sistema el mayor aporte está dado por la concentración de N-NO_3^- . La desnitrificación presenta una tasa de reacción más lenta que la nitrificación, por lo que el amonio se convierte en nitrato, mientras que éste tarda más en transformarse en nitrógeno molecular. Durante la primera etapa la concentración de nitrógeno inorgánico que entra al sistema es mayor que la concentración que sale del sistema. Esta situación no puede atribuirse a

desnitrificación ya que durante la primera etapa la aireación es permanente con niveles de OD superiores a 3 mg L^{-1} . En esta etapa existe una acumulación de nitrógeno inorgánico total en el sistema, lo cual puede estar relacionado a un proceso de físico de filtración donde las partículas se retienen en los espacios vacíos de la arena, cuando el flujo de agua pasa por el lecho se forma una agregación de partículas que se van acumulando en el filtro. [28]. La segunda y tercera etapa presentan concentraciones de nitrógeno inorgánico total que ingresan al sistema menores que la que sale. Esto puede atribuirse a una posible acumulación de materia orgánica nitrogenada en el filtro, ocurrido durante la primera etapa, porque en esta etapa se alimentó una muestra con una DQO de 2102 mg L^{-1} . Según la literatura el agua residual proveniente de la extracción de palma (POME) presenta típicamente una concentración de alrededor de 750 mg L^{-1} de Nitrógeno Total Kjeldahl TKN, el cual podría contribuir a la generación de nitrato en el filtro y aumentar la cantidad total de nitrógeno inorgánico que sale del mismo [2].

Tabla 3. Balance de nitrógeno inorgánico total en el sistema.

	Volumen diario alimentado mL d^{-1}	Nitrógeno inorgánico total que entra al sistema		Nitrógeno inorgánico total que sale del sistema	
		$[\text{mg L}^{-1}]$	$[\text{mg d}^{-1}]$	$[\text{mg L}^{-1}]$	$[\text{mg d}^{-1}]$
Primera Etapa	650	153.0	99.5	104.7	68
Segunda Etapa	650	146.8	95.4	158.3	102.9
Tercera Etapa	325	213.1	69.3	245.9	79.9

Parámetros *in-situ*

El filtro tiene gran capacidad de retención de partículas, por tanto durante la primera etapa de alimentación se logró reducir la turbidez de 1220 y 450 NTU, hasta 3.74 NTU. En la segunda etapa, la alimentación fue de 76.7 NTU alcanzando valores de 3.03 NTU. Cada cierto tiempo la turbidez aumentaba lo que indicaba que era necesario hacer una limpieza de las mangueras y la bomba del sistema. En esta etapa se encontró que el filtro remueve entre el 91 y 96 % de turbidez. En la tercera etapa, en los primeros días se alimentó una turbidez de 137 NTU por lo que los valores aumentaron en el afluente y efluente con valores alrededor de 5 y 6 NTU respectivamente. Posteriormente se alimentó solo MBMg obteniendo una turbidez en el efluente de 1.39 NTU. El pH durante la primera y segunda etapa oscila entre 9.1 y 9.8 por lo general el pH aumenta levemente al salir del filtro. En la tercera etapa, se observa que el pH tiende a disminuir de 9.8 a valores de 8.8. Lo cual está ligado a la producción de iones hidrógeno y al consumo de alcalinidad que se genera durante la nitrificación [7]. Ya en esta etapa se alcanzó una eficiencia de remoción de amonio del 90%. La conductividad en la alimentación fue en promedio de 5 mS cm^{-1} y cuando pasa por el filtro se incrementa dando valores en el afluente y efluente de 6.8 y 7.4 respectivamente.

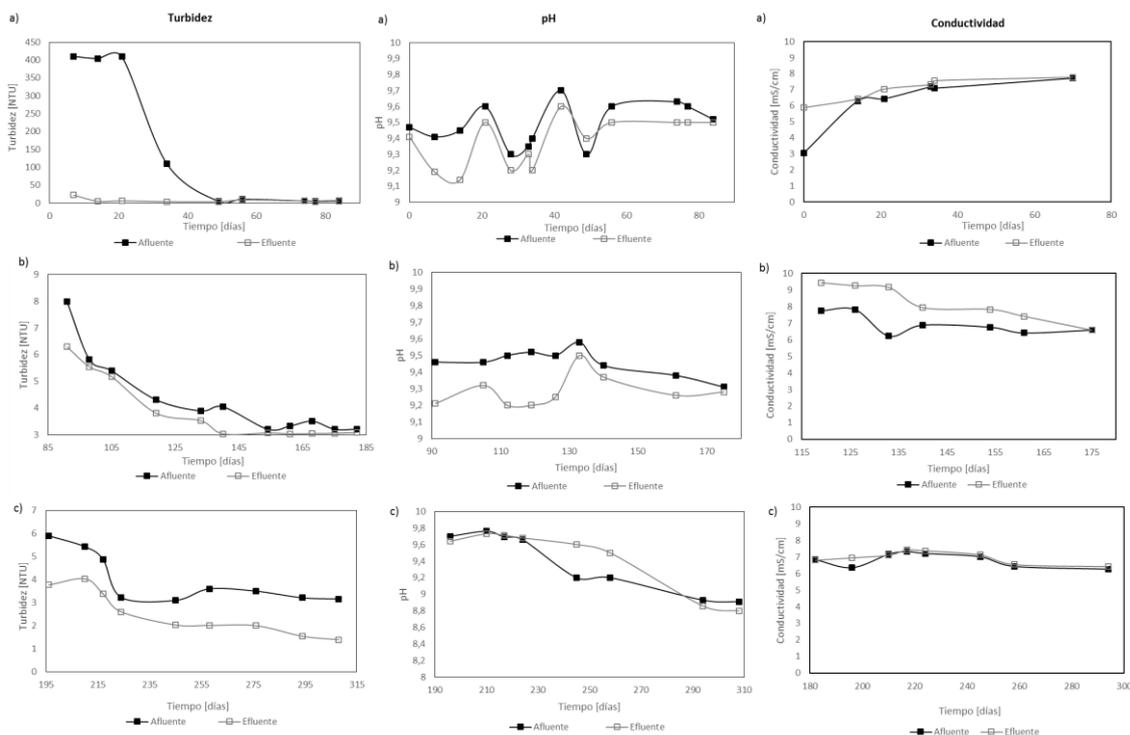


Figura 8. Concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo. Leyenda: (□) Entrada al filtro, (○) Salida del filtro.

Al finalizar el tratamiento, el agua termina con una turbidez alrededor de 3 NTU, una DQO de 150 mg L^{-1} , una baja cantidad de sólidos debido a que se quedan atrapados en el biofiltro y una concentración de amonio entre 35 y 50 mg L^{-1} . Sin embargo la concentración de nitrato es demasiado alta, llegando a valores alrededor de 1000 mg L^{-1} , por lo que es necesario incluir un tratamiento que remueva nitrato. Por ejemplo un intercambiador iónico en el cual el anión nitrato es intercambiado por aniones cloruro o bicarbonato de la resina [29]. El agua que proviene de la recirculación del tratamiento puede ser utilizada para la limpieza de la planta extractora o durante el proceso de producción en donde no se requieran estándares altos de calidad de agua.

Conclusiones

- Es factible utilizar un biofiltro para remover compuestos nitrogenados, materia orgánica y turbidez, por medio de procesos biológicos y físicos. Al finalizar la tercera etapa se obtuvieron porcentajes de remoción del 92% para DQO, 90% para NH_4^+ , 9% para NO_3^- y 96% en la turbidez.
- La eficiencia de la nitrificación depende de la biodegradabilidad de la materia orgánica. Cuando se alimenta solo agua de la Laguna 5, la remoción de amonio es del 66%, mientras que cuando se alimenta MBM con glucosa la eficiencia aumenta al 90%.
- Para mejorar el proceso de desnitrificación, se recomienda realizar la nitrificación y desnitrificación por separado, para asegurar que no exista presencia de oxígeno en que inhiba la desnitrificación. Colocando dos recipientes de recirculación y dividiendo al filtro en dos secciones. Una sección para nitrificación con un recipiente de recirculación en constante aireación, y en otra sección, solo desnitrificación con un recipiente de recirculación sin aireación. Debe existir una recirculación de agua entre los recipientes para el flujo de nitrato y amonio. La desnitrificación requiere de valores de DQO/N alrededor de 6 para lo cual se

recomienda una alimentación alta en materia orgánica (efluente de biodigestores) la cual debe ser colocada en el recipiente de recirculación sin aireación.

- El balance de nitrógeno inorgánico total en la primera etapa presenta una concentración menor en la salida del sistema. Mientras que en la segunda y tercera etapa la concentración de nitrógeno en la salida es mayor que la concentración de entrada al sistema. Esto se debe a una alta capacidad de retención de sólidos suspendidos del filtro durante la primera etapa, generando una acumulación de materia orgánica nitrogenada la cual libera amonio o nitrato durante la segunda y tercera etapa.
- El agua de recirculación puede ser utilizada para la limpieza de la plana extractora o para el proceso de producción en donde no se requieren estándares altos de calidad de agua. Sin embargo, es necesario implementar un tratamiento para reducir la concentración de nitrato

Agradecimientos

A mis padres y hermana por el apoyo incondicional durante el transcurso de mis estudios. A Rodny Peñafiel, mi director de tesis, por su apoyo y tiempo durante el desarrollo de esta investigación y por haberme transmitido sus conocimientos. A Valeria Ochoa y René Parra por los conocimientos impartidos y mostrar siempre interés en el progreso académico de sus estudiantes. A mis amigos de Ingeniería Ambiental por ser un equipo de estudio muy unido compartiendo desveladas y risas durante estos cinco años de estudios. A mis amigos Biotec´s por los momentos inolvidables de aventuras y anécdotas que hemos compartido.

Bibliografía

1. Campbell J, Jeffries B. 2013. "Palm Oil Buyers Scorecard: Measuring the Progress of Palm Oil Buyers". 1-62.
2. Rupani P, Singh R. 2011. "Review of current palm oil mill effluent (POME) treatment methods: Vermicomposting as a sustainable practice". *World Appl Sci.* 11(1):70-81.
3. Mujeriego R, Escaler I. 2001. "Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados". *ResearchGate*.
4. Claros J. 2012. "Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal"
5. Metcalf, Eddy. 2014. "*Wastewater Engineering Treatment and Reuse*". 5th ed. New York.
6. González M, Saldarriaga J. 2008. "Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio". *EIA.* 45-53.
7. Sánchez J, Sanabria J. 2009. "Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva". *Rev Colomb Biotecnol.* 114-124.

8. Ling J, Chen S. 2004. "Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters". *Elsevier*. 150-162
9. Li W, Liang X, Lin J, Liu L. 2013. "Competition of autotrophic and heterotrophic denitrification in anaerobic biofilm wastewater treatment process". *J Chem Pharm Res*. 30-35.
10. Lolmede, Jácome A, Vidart T, Tejero I. 2000. "Tratamiento de agua residual con elevado contenido de nitratos utilizando reactores biomembrana aireados". *ResearchGate*. 7(3):243-254.
11. Won S, Jeon D, Kwag J, Kim J, Ra C. 2015. "Nitrogen Removal from Milking Center Wastewater via Simultaneous Nitrification and Denitrification Using a Biofilm Filtration" Reactor. 28(6):896-902.
12. Münch E, Lant P, Keller J. 1996. "Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors". *Elsevier*. 277-284.
13. Xie L, Chen J, Wang R, Zhou Q. 2012. "Effect of carbon source and COD/NO₃-N ratio on anaerobic simultaneous denitrification and methanogenesis for high-strength wastewater treatment". *J Biosci Bioeng*. 113(6):759-764.
14. Ghaniyari-Benis S, Borja R, Magheri M, Goodarzi V. 2010 "Effect of adding nitrate on the performance of a multistage biofilter used for anaerobic treatment of high strength wastewater". *J Chem Inf Model*. 53:160.
15. Henze M, Loosdrecht M, Ekama G, Brdjanovic D. 2008. "*Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*".
16. Bratieres K, Fletcher TD, Deletic A, Zinger Y. 2008. "Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study". *Elsevier*. 42(14):3930-3940.
17. García C, Gonzales S. 2015. "Desempeño de un filtro biológico combinado e indicadores biológicos en el tratamiento de aguas residuales". *ResearchGate*.
18. Feng Q, Cao J, Chen L, Guo C, Tan J, Xu H. 2011. "Simultaneous nitrification and denitrification at variable C/N ratio in aerobic granular sequencing batch reactors". *Agric Environ*. 1135-1140.
19. Pazmiño G. 2015. "Estudio de la generación de gas metano (CH₄) y remoción de carga orgánica en las lagunas anaerobias de la planta de tratamiento de aguas residuales de una extractora de aceite crudo de palma.
20. Narvaez E. Pulimiento. *Interciencia*. 2007;32(10):679-685.
21. Ministerio Del Ambiente. 2002. "Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua". 302.

22. Castro F, Fernández N, Chávez M. 2008. "Diminution of the COD in formation waters using bacterial stocks". 31(3):256-265.
23. Osorio P, Peña D. "Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región".
24. Martínez M, Beltran R, Vázquez G. 1989. "BIODEGRADACIÓN ANÓXICA DE COMPUESTOS ORGÁNICOS EN MEDIO LÍQUIDO". *J Chem Inf Model.* 53(771):160.
25. Rijn J, Tal Y, Schreier H. 2006. "Denitrification in recirculating systems: Theory and applications". *Elsevier.* 34(3):364-376.
26. Czerwionka K, Makinia J, Kaszubowska M, Majtacz J, Angowski M. 2012. "Distillery wastes as external carbon sources for denitrification in municipal wastewater treatment plants". *Water Sci Technol.* 65(9):1583-1590.
27. Cervantes F, Pérez J, Gómez J. 2000. "Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales". *Rev Latinoam Microbiol.* 42(2):73-82.
28. Ellis K V. 1974. "Slow sand filtration. *Crit Rev Environ Control*". 15(4):315-354.
29. Rochette F. 2013. "Sistema de Intercambio Iónico de Alto Rendimiento para la Remoción de Nitrato".