

OPTIMIZACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN DEL TAMAÑO APARENTE Y LA
VELOCIDAD DE FILTRACIÓN DE UN GEOTEXTIL NO TEJIDO UTILIZADO
EN EL PROCESO DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS,
MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN EFLUENTES DE LAVADO DE
PISCIFACTORÍAS DE TRUCHA ARCO IRIS



SHARON COLLAZOS QUISOBONI
STIVEN MENDEZ ARIAS

DIRECTOR:
Msc. PhD. JAVIER FERNANDEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYAN - CAUCA
SEPTIEMBRE 2015

OPTIMIZACIÓN DE LA CONFIGURACIÓN DEL TAMAÑO APARENTE Y LA
VELOCIDAD DE FILTRACIÓN DE UN GEOTEXTIL NO TEJIDO UTILIZADO
EN EL PROCESO DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS,
MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES EN EFLUENTES DE LAVADO DE
PISCIFACTORÍAS DE TRUCHA ARCO IRIS



INVESTIGACIÓN APLICADA

DIRECTOR:
Msc. PhD. JAVIER FERNANDEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYAN - CAUCA
SEPTIEMBRE 2015

Nota de aceptación

Firma Director(a) del trabajo de grado

Firma jurado

Firma jurado

Popayán, Septiembre de 2015

DEDICATORIA

Dedico este logro primeramente a Dios quien me acompaña en cada paso del camino y me da la fuerza y sabiduría para atravesar las dificultades.

A mis padres Yolima Teresa Quisoboni y Víctor Albeiro Collazos quienes me han apoyado siempre en cada decisión y han hecho de mí una mujer de bien entregada a su pueblo y al bien común.

A mi hermano menor Víctor Ernesto Collazos Quisoboni que ha sido mi soporte de fuerza y motivo de alegría desde que llegó a mi vida y que ahora se forma como Ingeniero Electrónico, para él todo mi camino recorrido y mi apoyo incondicional siempre.

A mi familia y a mi pareja quienes me inspiran a seguir adelante, para ellos todos mis logros y mi amor.

A mi compañero de tesis, Stiven Mendez, por su apoyo y entrega al trabajo, que permitió sortear todas las dificultades y realizar el mejor trabajo posible, Para él, mis mejores deseos en este nuevo camino

A mis amigas y amigos, compañeros y colegas que me han ayudado a construir ideales y caminos, a ellos los llevo siempre en mi corazón.

A la Universidad del Cauca, la Facultad de Ingeniería Civil, el programa de Ingeniería Ambiental quienes con sus Docentes, administrativos y encargados han hecho de este camino la más grata experiencia, llena de aprendizajes y anécdotas que llevaré siempre a donde vaya.

Al Profe Javier quien es un modelo de profesional y de persona, del cual he aprendido infinitamente y ha reforzado mi ideal de trabajar por las áreas rurales que tanto nos necesitan.

Finalmente, a mi pueblo El Rosal, San Sebastián, un pequeño y hermoso rincón en el Macizo Colombiano que me vio crecer, sus campesinos y paisajes fueron mi principal inspiración al iniciar este camino que hoy culmina.

“La tecnología por sí sola no basta. También el hombre tiene que poner el corazón”.
Jane Goodall.

Sharon Marieth Collazos Quisoboni

DEDICATORIA

Este logro tiene especial dedicatoria a Dios, quien a lo largo de mi vida me ha brindado muchas oportunidades de ser feliz, de ser mejor cada día y de llevarlo siempre presente en mi corazón.

A mis padres, Miriam Arias y Yesid Mendez, por siempre estar presente cuando más los necesité, por su amor, por sus enseñanzas y por su esfuerzo constante.

A mi hermanita, Anyi mendez, por ser siempre mi ejemplo a seguir, mi roca, mi guía y especial amiga; por su apoyo incondicional en cada decisión tomada y por estar presente en cada momento importante de mi vida. A ti, por tu amor y comprensión, infinitas bendiciones

A mi sobrino, Juan Martín, por ser el nuevo motor de mi vida y un motivo para todos los días ser feliz.

A mi compañera y amiga, Sharon Collazos, por aceptar juntos este reto y salir adelante ante toda adversidad, por tu esfuerzo, paciencia y dedicación.

A la familia Camacho De Angulo, por brindarme toda su hospitalidad, su más sincero cariño y por apoyarme a lo largo de este proyecto. Gracias de Corazón.

Al "Profe" Javier Fernández, por su voto de confianza, por el apoyo incondicional a lo largo del proyecto y por toda la sabiduría brindada.

A la Universidad del Cauca, la Facultad de Ingeniería Civil, el programa de Ingeniería Ambiental y mis docentes, que me brindaron las bases para lograr ser un profesional competente y ante todo un ser humano ético y comprometido con la sociedad.

Stiven Mendez Arias

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este documento agradecen a:

Nuestro Director del proyecto de grado Msc. PhD. Javier Fernández por su voto de confianza, su apoyo incondicional y su guía durante todo el proyecto.

La Estación Piscícola Chiliglo por permitir el montaje de la infraestructura de planta piloto y usar el efluente de lavado requerido para el presente proyecto.

Henry Guañarita por su calidez humana y su acompañamiento durante el proceso de toma de datos.

El Proyecto “Optimización del uso de geotextiles no tejidas en el tratamiento de efluentes de lavado de estanques MULTIPRO” por la financiación y la asesoría en el desarrollo de la presente tesis.

A PAVCO por su apoyo en la realización de este proyecto con su especial aporte en el suministro de los geotextiles

Los Ingenieros Mónica Luna, Zuly Garcés, Erick Mamián y Darwin Hoyos por su apoyo en las diferentes etapas del proyecto.

Toda la planta docente que hicieron parte de nuestra formación académica.

Nuestros amigos y compañeros por todas las experiencias compartidas y su apoyo para alcanzar este logro.

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	12
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN	13
2. MARCO TEÓRICO	16
2.1. GENERALIDADES DE LA TRUCHA ARCOÍRIS	16
2.2. REQUERIMIENTOS PARA EL CULTIVO	16
2.2.1. Recurso Hídrico	16
2.2.2. Temperatura	17
2.2.3. pH o potencial de Hidrógeno	18
2.2.4. Material en Suspensión	18
2.3. CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LA PRODUCCIÓN DE TRUCHA.	18
2.3.1. Fuentes de contaminación.	18
2.3.2. Contaminantes generados.	19
2.3.3. Problemática Ambiental generada.	20
2.4. TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE LOS ESTANQUES ACUÍCOLAS	21
2.5. ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS CONTAMINANTES GENERADOS.	21
2.5.1. Sedimentación.	22
2.5.2. Estanque MULTIPRO.	23
2.5.3. Filtración Mecánica.	24
2.5.4. Filtración con Geotextiles	25
3. OBJETIVOS	27
3.1. OBJETIVO GENERAL	27
3.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS	27
4. METODOLOGIA	28
4.1. ZONA DE ESTUDIO	28
4.2. ESTANQUE	28
4.3. METODOS	29

4.3.1. OBJETIVO 1	29
4.3.2. OBJETIVO 2	32
5. PRESENTACIÓN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
5.1. CONDICIONES OPERATIVAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO BAJO CONTROL.	33
5.1.1. Biometría y conteo total de peces.	33
5.1.2. Duración del lavado del Estanque.	33
5.1.3. Caudal de Filtración.	33
5.2. CONDICIONES OPERATIVAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO FUERA DE CONTROL.	34
5.3. IMPACTOS OBTENIDOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA	34
5.3.1. Remoción de Sólidos Suspendedos Totales (SST).	34
5.3.2. Remoción De Nutrientes.	37
5.3.2.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK).	38
5.3.2.2. Fósforo Total (PT)	40
5.3.3. Remoción de Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO5)	41
5.4. IMPACTO SOBRE LA DURACIÓN DE CARRERA Y PÉRDIDA DE CARGA	42
5.4.1. Desarrollo de la pérdida de carga.	42
5.4.2. Duración de carrera.	44
5.4.3. Efecto de la calidad del efluente.	45
5.4.4. Comparación con otros estudios.	46
6. CONCLUSIONES	49
BIBLIOGRAFIA	50
ANEXOS	56

LISTADO DE FIGURAS

	Pág.
FIGURA 1. Coloración característica de la trucha arcoíris. FUENTE: Aquino (2008).	16
FIGURA 2. Esquema general del estanque multipropósito (MULTIPRO). Fuente: Fernández y Caicedo (2012).	23
FIGURA 3. Caracterización de los SST en el efluente de lavado de una estanque MULTIPRO. Fuente: Campos y Medina (2013).	29
FIGURA 4. Esquema General del sistema experimental.	30
FIGURA 5. Vista aérea y lateral del filtro.	31
FIGURA 6. Variación de los SST presentes en el efluente de lavado para cada visita.	35
FIGURA 7. Eficiencias de remoción de SST para cada tasa de filtración.	36
FIGURA 8. Formación de torta de lodo en la superficie del medio filtrante. Fuente: Collazos y Méndez (2015).	37
FIGURA 9. Eficiencias de remoción media presentadas por el sistema de filtración durante las 6 réplicas.	38
FIGURA 10. Variación de los valores de NTK presentes en el efluente de lavado para cada ensayo realizado.	39
FIGURA 11. Desarrollo pérdida de carga para ensayo con menor concentración de sólidos suspendidos totales / [SST]= 42,5 mg/L.	43
FIGURA 12. Desarrollo pérdida de carga, ensayo con mayor concentración de sólidos suspendidos totales / [SST]= 384 mg/L	43
FIGURA 13. Visión de la distribución de los datos de duración de carrera encontrados en este estudio asociado a una tasa de filtración específica.	44
FIGURA 14. Influencia de la concentración de SST presentes en el efluente de lavado en la duración de Carrera.	46

LISTADO DE TABLAS

		Pág.
TABLA 1.	Dimensiones del estanque MULTIPRO	28
TABLA 2.	Tabla de alimentación TRUCHA LEVANTE 40 considerando el porcentaje de la biomasa en el estanque. Fuente: Itacol S.A	29
TABLA 3.	Características mecánicas e hidráulicas de los geotextiles. FUENTE: PAVCO 2010	31
TABLA 4.	Parámetros fisicoquímicos de análisis	32
TABLA 5.	Análisis descriptivos de las condiciones operativas del sistema de filtración	34
TABLA 6.	Análisis descriptivo para los resultados en SST en la entrada y a la salida del proceso de filtración	36
TABLA 7.	Análisis descriptivo para los resultados en NTK en la entrada y a la salida del proceso de filtración	39
TABLA 8.	Análisis descriptivo para los resultados en PT en la entrada y a la salida del proceso de filtración	41
TABLA 9.	Análisis descriptivo para los resultados en DBO ₅ en la entrada y a la salida del proceso de filtración	42
TABLA 10.	Resultados de las pruebas estadísticas de contraste para analizar el efecto de la velocidad de filtración en la duración de carrera	46
TABLA 11.	Estadísticos descriptivos de comparación entre el estudio realizado por Campos y Medina (2013) y Collazos y Mendez (2015)	47

LISTADO DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO 1. Resultados obtenidos para las condiciones operativas del sistema a lo largo del muestreo.	56
ANEXO 2. Variación de la concentración en SST y eficiencias de remoción para cada tasa de filtración.	56
ANEXO 3. Variación de la concentración en materia orgánica y nutrientes; eficiencias de remoción para cada tasa de filtración.	57
ANEXO 4. Pruebas estadísticas de normalidad y significancia para Sólidos Suspendidos Totales, Nutrientes y materia orgánica realizadas con SPSS 20.	58
ANEXO 5. Valores individuales y estadística descriptiva del comportamiento de la duración de carrera teniendo en cuenta la configuración utilizada.	59
ANEXO 6. Desarrollo de la pérdida de carga en el tiempo de operación para cada visita realizada.	60

INTRODUCCIÓN

En un mundo en el que más de 800 millones de personas siguen padeciendo malnutrición crónica y en el que se espera que la población mundial aumente en otros 2000 millones hasta llegar a los 9600 millones de personas para el 2050, enfrentamos el inmenso desafío que supone alimentar a nuestro planeta y proteger al mismo tiempo sus recursos naturales para futuras generaciones. La acuicultura se ha establecido como una de las mejores alternativas para la solución de este problema. El pescado es un alimento tradicionalmente económico y nutritivo usado mayormente por países en vía de desarrollo, su uso ha tenido una tasa media de crecimiento mundial del 3,2% en el periodo 1961 hasta 2009 superando incluso el índice de crecimiento de la población mundial del 1,7% anual. La acuicultura en Colombia se equipara en crecimiento al índice global con un índice promedio del 13% en los últimos 27 años representados principalmente en la mediana y pequeña acuicultura. Ha llegado a desplazar la producción pesquera de captura, representando para el 2011 el 51,4% de la producción pesquera. La cantidad de acuicultores en el país se calcula en alrededor de 29.400 de los cuales, más del 99% son piscicultores. La actividad aporta cerca del 0,7% del PIB nacional.

Su crecimiento en Colombia ha sido mayor que el de muchas otras actividades agropecuarias pero se ha hecho de manera desordenada, sin planificación, sin previsión de su impacto sobre el medio ambiente y, sobre todo, sin una política gubernamental que sirva de apalancamiento y apoyo efectivo y eficiente a la actividad lo que ha provocado que los acuicultores hayan tenido problemas de orden técnico, económico, social y ambiental lo que pone en duda la competitividad del subsector (Merino *et al.*, 2013).

Avances para la tecnificación de las piscifactorías se han llevado a cabo en un esfuerzo por contrarrestar los efectos ambientales producidos por la actividad, especialmente en lo que corresponde al uso del recurso hídrico y su reintegración al medio natural, con el fin de proponer alternativas que faciliten el control de la contaminación generada por la cría de trucha en el departamento del Cauca, este estudio, en modalidad de trabajo de grado, estudia el efecto de una configuración específica para el tratamiento de efluentes de lavado piscícola, compuesto por dos Geotextiles No Tejidos de porosidades diferentes y determinadas tasas de filtración, en el desarrollo de la pérdida de carga y la duración de carrera, además de su eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes que se generan como desecho de la actividad y que pueden afectar la calidad del recurso hídrico.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

La trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), llamada así por la peculiar coloración en sus escamas, proviene de la familia de los salmónidos (De La Oliva, 2011). Fue introducido artificialmente en Colombia en el año 1938 para el repoblamiento en aguas de uso público en clubes de pesca, su rusticidad y resistencia a enfermedades la convirtieron en la especie de explotación favorita, además porque se adaptaron fácilmente al agua dulce y a climas de alta montaña, también por su alto contenido nutricional y por su rápido crecimiento bajo condiciones controladas (De La Oliva, 2011; Martínez *et al.*, 2002; Molina, 2004).

Para su producción, este pez se caracteriza por tener una demanda de oxígeno disuelto superior a los 6 mg/L en aguas turbulentas o con cierto movimiento y con una temperatura que oscila entre los 9 y 18 °C, un pH entre los 6,5 y 9 unidades, con poca turbidez y preferiblemente sin la presencia de material suspendido, entre otros requerimientos que dependen del estado de maduración. En estado natural, estos peces tienden a ser carnívoros y un poco insectívoros, pero cuando son criados en un estanque de producción usualmente son alimentados con concentrados ricos en proteínas (40 a 60%), grasas (6 a 12%) y carbohidratos (12 a 24%) que cubren las necesidades energéticas de los peces y le permiten alcanzar su estado de maduración en aproximadamente 18 meses, para poder cumplir con el ciclo de producción (Blanco, 1995; De La Oliva, 2011; Molina, 2004; Maíz, 2013).

Como toda actividad productiva, esta contiene riesgos que afectan el medio ambiente de forma directa, por un lado, se requiere grandes cantidades de agua, reduciendo su disponibilidad para otros usos. Por otro lado, los procesos de alimentación, fertilización y defecación de los peces contribuyen con la producción de algunos desechos que deterioran la descarga de agua (De La Oliva, 2011). En detalle, los desechos producidos en un estanque de cría pueden identificarse fácilmente de dos formas: la primera es una fase sólida que se compone principalmente de alimento no ingerido, excreciones metabólicas, peces muertos y material suspendido en general, considerando las dos primeras como las fuentes principales de fósforo y nitrógeno, que son dos de los más importantes agentes contaminantes del medio acuático natural. Una segunda en forma disuelta, originada por la orina de los peces y la degradación y posterior disolución de los sólidos presentes en el estanque (Velasco *et al.*, 1996; Negrete y Romero, 1998; Piedrahita, 2003; True *et al.* 2004). La contaminación por materia orgánica disuelta es un grave problema durante el cultivo, ya que al descomponerse fisicoquímica y microbiológicamente y al acumularse en el fondo del tanque se incrementan el consumo de oxígeno, ocasionado por la acción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO). La descomposición también aumenta la concentración de nitrógeno amoniacal (Blanco, 1995), favorece la presencia de organismos patógenos, aumenta los nutrientes y baja el oxígeno disuelto en los efluentes promoviendo la eutrofización prematura aguas abajo y por tanto contaminando las cuencas altas de los ríos, al tiempo que disminuye la calidad del agua al interior del estanque, lo que genera una

disminución en las tasas de crecimiento de los peces. (Fernández, 2014; Cepeda y Penagos, 2011)

Algunos de estos desechos mencionados son arrastrados y diluidos por el efluente principal del sistema, el cual tiene un caudal asociado de 85 al 99 % del afluente de entrada, reduciendo su acumulación y llevando una carga muy baja, haciendo muy difícil su respectivo tratamiento. Los otros desechos se acumulan de forma inevitable en el fondo del estanque, por lo que es necesario retirarlos con un efluente de lavado, el cual representa entre el 1 - 15 % del flujo de agua que ingresa al sistema llevando una carga considerablemente alta, lo que facilita un tratamiento (Venegas *et al.* 2008; True *et al.* 2004; Fernández, 2014).

De acuerdo con lo planteado anteriormente, es necesario buscar una solución que permita, por un lado, mejorar la calidad de los efluentes acuícolas antes de ser vertidos en las fuentes naturales receptoras, y por otro, mantener la calidad del agua dentro del estanque al tiempo que reduzca el uso del recurso hídrico; para ello, han surgido alternativas como la desarrollada por la Universidad del Cauca, el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC) en un trabajo en conjunto con la Universidad del Valle en la que se plantea un nuevo método para el control de la contaminación generada en la acuicultura basado en el diseño de un estanque piscícola denominado MULTIPRO, el cual facilita la separación de estos desechos generados en el mismo durante la crianza de la especie, al tiempo que mejora la remoción por métodos hidráulicos gracias a su diseño de fondo inclinado con una cavidad especial en el medio y todo sin la necesidad de trasladar los peces a otros estanques. El diseño del estanque considera paredes inclinadas con un ángulo de 45° y un canal de fondo con una pendiente mínima del 1,4%. El lodo sedimentado en la pared, se desliza hasta el canal de fondo donde es acumulado. La extracción del lodo se realiza por métodos hidráulicos donde un flujo de agua es inyectado sobre el canal de fondo desde la entrada del canal, lo que permite un flujo en cortocircuito cuando una válvula, ubicada en el extremo de salida del estanque, es abierta (Fernández y Caicedo, 2012).

El uso del Estanque MULTIPRO ha reportado que evita la disolución de hasta 81,9% de nitrógeno amoniacal total, 79,6% de nitrógeno total Kjeldhal, 97% del fósforo total y un 86,5% de sólidos totales en la de cría de trucha arcoíris. Los resultados también indican que los peces presentan una mayor tasa de crecimiento, lo que conlleva a menores usos del recurso hídrico, así como menores cargas contaminantes, permitiendo una producción ambientalmente más amigable (Fernández y Caicedo 2012).

En este sentido, la sedimentación por gravedad como método de reducción de sólidos demuestra ser un método muy simple, de muy bajo costo y adecuado para la remoción de sólidos suspendidos totales presentando valores de 92% por Sharrer *et al.*, 2009. Las micro mallas (Microscreens) giratorias es una alternativa de sedimentación primaria comprendida entre los métodos mecánicos de remoción, en este sentido, Cripps y Bergheim (2000) reportan la utilización de filtración mecánica y tambores rotativos de malla, con tamaños de poro de 60 a 200 μm , presentando eficiencias de remoción en los rangos de 67 – 97 % para

sólidos suspendidos, y de 4 -89 % para fósforo total y nitrógeno total. De esta forma, remover los sólidos suspendidos permitió también remover materia orgánica y nutrientes, tal como lo reporta Cripps (1995) quien alcanzó remociones entre el 21 al 80% en DBO5, 47-84% en fósforo total y 7 a 32% del nitrógeno total, al remover entre el 19 y el 91% de los sólidos totales, utilizando una malla con tamaño de poro de 60 μm . Los diferentes métodos mecánicos, aun siendo eficientes, son poco utilizados en Colombia debido a la demanda de recursos energéticos, recursos escasos en el sector rural, lo que hace los costos de operación elevados.

Dentro de los métodos biológicos para la reducción de sólidos en la acuicultura encontramos el uso de humedales artificiales de flujo subsuperficial, reportando valores de remoción promedio de 91,8% para SST utilizando dos plantas micrófitos. Respecto a los procesos de filtración, Mulligan *et al.* (2009) pudo demostrar que la filtración con geotextiles no tejidos resulta ser más eficientes que la filtración lenta en arena, indicando una eficiencia del 98,9% y 88,2% respectivamente para la remoción de SST.

En este contexto también se evaluó el uso de un geotextil no tejido como medio filtrante en el tratamiento realizado al efluente de lavado de un estanque MULTIPRO. En dicho estudio, se utilizó el geotextil NT2000 como medio de filtración y se reportó que la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales es de un 99% para una tasa de filtración de 3 m/h, con una pérdida de carga de 15 cm brindando un tiempo de operación del sistema de por lo menos una hora y eficiencias de remoción de 90% para tasas de filtración de 5, 10 y 15 m/h (Campos y Medida, 2013). En estos estudios, los geotextiles presentaron tamaños aparentes superiores al 80%, con permeabilidades mayores a 0,22 cm/s, demostrando que la configuración del tamaño aparente y la porosidad de los geotextiles puede llegar a permitir una mayor retención de partículas (Fernández, 2010), lo que ofrece una gran alternativa para el tratamiento de los efluente de lavado. Sin embargo el rápido desarrollo de pérdida de carga podría limitar su utilización a escala real ya que requeriría de altas de frecuencias de lavado.

Con la idea de mejorar los inconvenientes de los estudios previos realizados por Campos y Medina (2013), este estudio, pretende evaluar el efecto de la combinación de diferentes porosidades del geotextil y velocidades de filtración sobre el desarrollo de pérdida de carga hidráulica, con la finalidad de aumentar el tiempo entre lavado y lavado del filtro, es decir, aumentar la duración de carrera, manteniendo o mejorando las eficiencias de remoción para optimizar el proceso de filtración de los efluentes de lavado de los estanques de cría de trucha.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. GENERALIDADES DE LA TRUCHA ARCOÍRIS.

La trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) fue introducida en Colombia a finales en el año 1938 con el fin de repoblar las lagunas de aguas frías de la región Andina con una especie íctica de mayor valor económico que las nativas. Inicialmente en clubes de pesca deportiva principalmente en Boyacá y Cundinamarca. El sabor de su carne, su colorido y las facilidades de la domesticación la convirtieron en pez de cultivo adaptándose hasta en las sierras altas del país (Merino *et al*, 2013).

Este pez es perteneciente a la familia Salmonidae, un adulto normal pesa entre 2-3 Kg. En estado silvestre vive en las secciones superiores de ríos de agua fría y mares. Se caracteriza por la presencia de bandas de colores en la línea lateral del troco además lomo, costados, cabeza y aletas cubiertas con pequeños puntos negros (FIGURA 1). La coloración varía con el hábitat, tamaño, condición sexual y tipo de alimentación (Woynarovich *et al*, 2011). Las cepas comerciales ampliamente cultivadas se han mejorado de esas poblaciones de truchas arco iris original, desarrolladas en los diferentes sistemas fluviales, que poseían cualidades ventajosas, tales como la resistencia, el crecimiento rápido y la resistencia a las enfermedades. (Merino *et al*, 2013)



FIGURA 1 Coloración característica de la trucha arcoíris. FUENTE: Aquino (2008)

2.2. REQUERIMIENTOS PARA EL CULTIVO.

2.2.1. Recurso Hídrico.

La trucha es un pez de alta resistencia pero así mismo necesita condiciones particulares para que su crecimiento sea el más adecuado. Las necesidades de recurso hídrico para el cultivo de la trucha son grandes; en cultivos intensivos se requiere de 500 a 650 m³/día-ton a una temperatura de 15 °C (Sandoval & Montaña, 2008); Piedrahita (2003) menciona que por cada tonelada de pez

producido en aguas frías, son necesarios 375 000 m³/año lo que equivaldría a 1 028 m³/día. En el departamento del Cauca pequeñas piscícolas han reportado uso promedio de 417 m³/kg-pezu mientras que estaciones grandes reportan 30 m³/kg-pezu. La variación en el consumo se debe a la capacidad, estructura y tecnificación de la piscícola, además, en pequeñas piscícolas la falta de capacitación del piscicultor en temas ambientales hace que el recurso sea mal utilizado (Fernández y Caicedo, 2012).

Además de la cantidad de agua, la calidad del recurso hídrico es vital para el desarrollo de la trucha, esto se relaciona a un conjunto de propiedades fisicoquímicas; algunos autores han puntualizado que: “*Diversas materias en suspensión presentes en las aguas, en función de su concentración, pueden matar directamente a las truchas y en el mejor de los casos, dar origen a mayor susceptibilidad para padecer enfermedades*” (Blanco, 1995). Camacho *et al.* (2000) establecen que entre las propiedades físicas y químicas requeridas en el agua para el cultivo de trucha deben estar; una concentración menor de 0,012 mg/L de Amonio como NH₃, un nivel de nitrito menor a 0,55 mg/L, concentración en sólidos suspendidos menor a 80 mg/L y sólidos disueltos menores a 400 mg/L. En el caso del fósforo total no se ha estudiado ampliamente su requerimiento en específico, se ha encontrado que en aguas de abastecimiento para piscícolas en producción óptima los niveles son alrededor de 0,02 mg/L y no superan 0,1 mg/L. Parámetros de interés investigativo se amplían a continuación.

2.2.2. Temperatura

La trucha arco iris al igual que las demás especies de peces, no tiene capacidad propia para regular su temperatura corporal, y ésta depende totalmente del medio acuático en que vive. La temperatura del agua tiene una incidencia directa sobre los aspectos reproductivos de las truchas, el ritmo de crecimiento de los alevines y adultos, y especialmente sobre el grado de actividad metabólica. Indirectamente, influye en la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de productos metabólicos (amoniaco), así como el tiempo y grado de descomposición de los materiales depositados en el fondo de los estanques (Aquino, 2008). En condiciones naturales, la trucha puede vivir en aguas con temperaturas de entre 0 y 25°C; sin embargo, autores mencionan que en términos de cría artificial, los límites de la temperatura del agua en los cuales su crecimiento y desarrollo son los más adecuados están entre los 9° y 17°C (Maiz *et al.*, 2013, Camacho *et al.*, 2000). Woynarovich *et al.* (2011) mencionan que una temperatura entre 7-18 °C permite un apetito óptimo de la trucha arco iris (FIGURA 3), fuera de este rango, a temperaturas más bajas y más altas del agua, los peces pierden el apetito. Finalmente, a muy baja o muy alta temperatura, la alimentación para y las

condiciones se vuelven letales. De la Oliva (2011) menciona que a pesar de que el rango de temperatura del agua en que las truchas pueden sobrevivir es amplio, a partir de temperaturas por arriba de los 21°C las concentraciones de oxígeno en el agua son muy bajas, por lo que no sería un ambiente adecuado para utilizarlo en el cultivo de trucha.

2.2.3. pH o Potencial de Hidrógeno.

Este parámetro se ve afectado por eventos atmosféricos, la ausencia de lluvias disminuye la concentración de carbonatos, volviendo el agua más ácida. En el otro caso, la presencia de lluvias extremas eleva los niveles de pH, tornando más básica el agua.

Las aguas neutras o ligeramente alcalinas son las mejores para la crianza, siendo el rango para el desarrollo satisfactorio entre 6,5 y 8,5 y el óptimo de 7,0 a 8,5. Los valores de pH menores a 5,0 y mayores a 9,0 deben descartarse para la truchicultura intensiva.

2.2.4. Material en suspensión.

La presencia de material en suspensión reduce la penetración de luz en el agua, aumentando su turbidez, además afecta al pez ya que limita su visión, lo que es vital para que consiga alimento puede disminuir su tasa de crecimiento. En general, las aguas destinadas al cultivo de la trucha deben ser claras y transparentes admitiéndose como cifras normales concentraciones inferiores a 30 mg/L (Blanco, 1995). En época de lluvias debe prestársele especial atención a este parámetro ya que tiende a aumentar debido al arrastre de partículas en el agua, valores mayores a 70 mg/L no se consideran mortales pero si pueden afectar el estado general de salud de la trucha haciéndola susceptible a enfermedades (Sabaut, 1979. Citado por Blanco, 1995).

2.3. CONTAMINACIÓN ASOCIADA A LA PRODUCCIÓN DE TRUCHA.

2.3.1. Fuentes de contaminación.

Según Buschmann (2001) (Citado por Acosta, 2012) la piscicultura impacta en el medio ambiente a través de tres procesos: el consumo de recursos, el proceso de transformación y la generación del producto final. Particularmente en el proceso de transformación, la contaminación generada se asocia a los desechos producidos en el proceso de crecimiento que provienen principalmente del alimento no digerido y excretas. Se calcula que un 5% en peso del alimento suministrado a los peces no es ingerido (pérdidas por manejo) y cerca del 15% del alimento

suministrado se transforma en heces (digestibilidad del 85%) Por lo que alrededor de un 20% se convierte en un residuo. Otras fuentes menores de contaminación se asocian a material de arrastre que puede aumentar la turbiedad o medicamentos no consumidos en caso de ser necesarios para el pez.

2.3.2. Contaminantes generados.

Es importante señalar que en la producción acuícola se pueden diferenciar dos tipos de efluentes, uno principal proveniente de la operación normal dentro del estanque que es caracterizado por manejar un gran volumen de agua y bajas concentraciones en cargas contaminante, caudales de salida hasta de 460 L/s y de 7 a 15 mg SST/L fueron reportados por Fernández y Caicedo (2012) evaluando 10 piscícolas del departamento del Cauca. Por otro lado tenemos el efluente que proviene del mantenimiento o lavado, se caracteriza por manejar entre 85 a 90% menos volumen que el efluente principal, está compuesto principalmente de excretas y alimento no consumido, se destaca por contener una alta concentración en lodos y transportar en sus partículas cerca del 80% de los SST (Kelly et al.1997; Cripps y Bergheim, 2000).

Los desechos derivados de la alimentación son ricos en Fósforo (P) y Nitrógeno (N) los cuales han sido considerados como dos de los más importantes agentes contaminantes del medio natural contenidos en los efluentes de las operaciones de acuicultura (Losordo & Westers,1994; mencionado por Luna, 2011). Para su detección se toman en cuenta parámetros ambientales que a su vez permitan evaluar el estado del agua en estudio, es importante tener en cuenta que los resultados pueden variar por diferentes razones desde el volumen de producción, el tipo de alimento suministrado, la forma y material del estanque hasta las condiciones atmosféricas en los tiempos de estudio.

Hinshaw y Fornshell (2002) compilaron diferentes valores reportados para efluentes piscícolas en la literatura y reportan rangos para diversos determinantes de la calidad del Agua. Los niveles de DBO promedio son 2 mg/L durante operaciones normales, niveles que aumentaron aproximadamente 10 veces en comparación al efluente de lavado. Así mismo, los sólidos incrementaron de los niveles normales (35 mg/L) a un rango entre 61,9 a 1 000 mg/L durante las operaciones de limpieza. Los niveles de Fósforo Total reportaron un valor promedio de 0,13mg/L en operaciones normales y podían aumentar hasta tres veces durante la limpieza.

En piscícolas del departamento del Cauca, De la Cruz y Salazar (2007) encontraron valores de Sólidos suspendidos totales (SST) entre 7 y 34 mg/L, niveles de DBO entre 2,5 y 4 mg/L, para nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^-)

concentraciones de 0,3847 mg/L y 0,0299 mg/L en operación normal mientras Campos y Medina (2013) reportan valores sólidos suspendidos, fósforo total, nitrógeno total y DBO5, con promedios de 128,1 mg/L, 0,6 mg/L, 4,7 mg/L, 25,3 mg/L respectivamente para un efluente de lavado con un caudal promedio de 78 L/s.

2.3.3. Problemática Ambiental generada.

Los sólidos (por ejemplo, sólidos suspendidos totales o SST) se descargan a las fuentes receptoras tanto en formas suspendidas y sedimentables, principalmente de las heces y alimento no consumido. Estos contienen un alto porcentaje de contenido orgánico, que pueden contribuir a la eutrofización y al agotamiento del oxígeno. Los sólidos en suspensión también pueden degradar los ecosistemas acuáticos mediante el aumento de la turbidez y la reducción de la profundidad a la que la luz solar puede penetrar; puede también aumentar la temperatura del agua de la superficie debido a que las partículas pueden absorber el calor de la luz solar. El exceso de SST también puede transportar nutrientes y metales, afectando negativamente a los insectos acuáticos que se encuentran en la base de la cadena alimentaria (Schueler y Holanda, 2000; citado por EPA, 2004). Los sólidos suspendidos se han asociado con efectos sobre los salmónidos como la trucha incluyendo la reducción de consumo de alimentos, además tienen la capacidad de actuar directamente sobre el pez y ser abrasivo a sus delicadas estructuras branquiales y/o puede estresar al pez, suprimir su sistema inmunológico, lo que lleva a una mayor susceptibilidad a enfermedades y disfunción osmótica (Bilotta & Brazier, 2008; Aquino, 2008).

El nitrógeno en las descargas piscícolas puede provenir de varias fuentes. El mayor contribuyente son los residuos de la alimentación y las heces (Hussar *et al*, 2004, mencionado por Luna, 2011). Llega a la fuente receptora principalmente como amoníaco, nitrato y nitrógeno orgánico. El nitrógeno orgánico se descompone en ambientes acuáticos en amoníaco y nitrato. El amoníaco puede ser directamente tóxico para la vida acuática, afectando las tasas de eclosión y el crecimiento de los peces. Sin embargo, no se suele encontrar en niveles tóxicos. En el caso del fósforo se presenta generalmente en forma disuelta como ortofosfatos y en algunas condiciones particulares en forma sólida (EPA, 2004). La abundancia de estos dos compuestos en particular estimula el crecimiento de algas y otras plantas acuáticas. Aunque las algas producen oxígeno como un subproducto de la fotosíntesis, son consumidores netos de oxígeno durante los períodos de respiración cuando la fotosíntesis no se está produciendo debido a la luz solar ausente o muy limitada (Blanco, 1995). Normalmente estos nutrientes forman parte de los sólidos orgánicos y se descomponen rápidamente en la

interfase agua-sedimento, en lo que se denomina la demanda de oxígeno de sedimentos (Schueler y Holanda, 2000 mencionado por EPA, 2004). Otras reacciones químicas y bioquímicas, tales como la nitrificación, también consumen oxígeno. La combinación de la eutrofización, la demanda de oxígeno del sedimento, el calentamiento, y reacciones químicas o bioquímicas pueden conducir a cambios en el oxígeno disuelto local o aguas abajo. A menudo, el cambio neto es una reducción de los niveles de oxígeno disponible para los organismos acuáticos y bentónicos, elemento esencial en estos ecosistemas. Sobre la trucha arcoíris Davidson *et al.* (2011) han detectado que aproximadamente 100 mg/L NO₃-N en el agua se convertían en un potencial agente causal de comportamientos anormales, como una rápida velocidad de natación y natación lateral; concentraciones de NO₃-N > 400 mg/L fueron potencialmente relacionados con efectos fisiológicos más severos como deformidades en la columna y aumento de la mortalidad. No fue posible determinar de forma concluyente que el parámetro creó los problemas de salud pero análisis de correlación estadística indicaron que la acumulación de NO₃-N era un culpable potencial.

2.4. TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE LOS ESTANQUES ACUÍCOLAS

Dada la caracterización anterior, sería inapropiado el vertimiento directo de estos efluentes a una fuente receptora natural sin ningún tipo de tratamiento, aunque no causan un impacto similar al generado por las aguas residuales industriales o domésticas, limitarían su uso donde son vertidas y generarían conflictos con los demás usuarios de este recurso (Boaventura *et al.* 1997; True *et al.* 2004; Bermúdez y Espinoza, 2012; Cripps y Bergheim, 2000). Por tal motivo, se sugiere que las alternativas de tratamiento sean encaminadas a la separación de la fracción sólida ya que este se considera como el componente que origina mayor impacto (Luna, 2014).

2.5. ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE LOS ESTANQUES ACUÍCOLAS

Los contaminantes que están presentes en el efluente del proceso de producción piscícola pueden diferenciarse en dos fracciones: Una soluble y Una sólida. La primera se puede presentar directamente en el estanque como producto de los procesos metabólicos o de forma indirecta por la descomposición del sedimento. La segunda fracción, los desechos sólidos, se encuentran en forma suspendida y pueden ser arrastrados por el fluido o encontrarse acumulados en el fondo, proceso que se considera inevitable. Estos dos residuos presentes en los efluentes pueden ocasionar problemas de calidad tanto dentro como fuera del estanque (Maillard *et al.*, 2005; True *et al.*, 2004; Stewart *et al.*, 2006). Con el fin

de buscar la disminución en el impacto medioambiental producido por la descarga de estos efluentes, diferentes alternativas han surgido para su tratamiento, dentro las más viables y eficientes para nuestro contexto encontramos algunas basadas en técnicas como la sedimentación convencional de los lodos en el estanque o como la filtración del mismo efluente (Campos y Medina, 2013)

2.5.1. Sedimentación.

Entiéndase sedimentación como aquel proceso que consiste en la separación de las partículas suspendidas que tienen un peso específico mayor al del agua y que es llevada a cabo por acción de la gravedad. En este contexto, su principal objetivo consiste en la producción de un lodo muy concentrado que pueda ser tratado fácilmente (Metcalf y Eddy, 2003; Luna, 2014)

En un principio se habló de la sedimentación como alternativa para tratar el efluente principal de los estanques piscícolas, pero su implementación puede resultar inapropiada teniendo en cuenta, por un lado, lo que caracteriza a un efluente principal y por otro las velocidades de sedimentación de las partículas, es decir, que el alto flujo de agua que se maneja asociado a una velocidad de sedimentación rápida de los residuos acuícolas pueden generar problemas en la dinámica de flujo (como tiempos de retención cortos o re suspensión de las partículas) que no permiten el uso correcto de esta tecnología y disminuyen su factibilidad. Sin embargo, esta alternativa si puede ser implementada con más factibilidad para tratar el efluente de mantenimiento de los estanques e inclusive ser considerada como el proceso más simple y adecuado para la reducción sólidos dentro del estanque. Esto es posible gracias a los factores que caracterizan un efluente de lavado en conjunto con la adecuada velocidad de sedimentación presentada por los sólidos (True *et al.*, 2004). Warren - Hasen (1982) (Citado por Stewart *et al.*, 2006) reportan que la sedimentación de los sólidos truchícolas se encuentran en un rango de 1,7 a 5 cm/s lo que, sumado a lo anterior, la convierte en la tecnología más usada, sin contar el hecho de ser una tecnología operativa y económicamente viable, aunque se debe tener siempre presente que la sedimentación debe ser solo una parte del tratamiento del efluente (Teichert - Coddington *et al.* 1999. Citado por Pardo *et al.*, 2006).

Se considera entonces a la sedimentación convencional de los residuos orgánicos dentro del estanque como una alternativa muy práctica y eficiente gracias a que las características físicas e hidráulicas de las partículas que se generan en las truchifactorías permiten que un gran porcentaje puedan sedimentarse de manera sencilla en el fondo de los estanques o en estructuras especiales y ser removidas de forma eficiente con características hidráulicas adecuadas. Caicedo y Fernández (2012) desarrollan un nuevo modelo de estanque para la cría de

trucha, esta tecnología permite un control eficiente de los sólidos generados y una extracción de lodos acumulados sin la necesidad del traslado de los peces hacia otros estanques. Este nuevo modelo evita la disolución hasta del 86% de los sólidos y más del 79% de nutrientes.

2.5.2. Estanque MULTIPRO.

En el marco del proyecto de Investigación “Estudio, Diseño y Evaluación de un Prototipo de Estanque Piscícola” se desarrolló un estanque para la cría de trucha el cual facilita la separación de los desechos generados en el mismo durante la crianza de la especie, al tiempo que permite la extracción del sedimento de fondo, facilita la remoción por métodos hidráulicos gracias a su diseño de fondo inclinado con una cavidad especial en el medio y todo sin la necesidad de trasladar los peces a otros estanques, lo que incrementa la frecuencia de limpieza a dos veces por semana. El diseño del estanque considera paredes inclinadas con un ángulo de 45° que conectan a un canal rectangular de fondo con una pendiente mínima del 1.4%. El lodo sedimentado en la pared, se desliza hasta el canal de fondo donde es acumulado para su posterior evacuación. La extracción del lodo se realiza por métodos hidráulicos inyectando desde la entrada un flujo de agua sobre el canal de fondo que permite un flujo en cortocircuito cuando una válvula de apertura de rápida de 6 pulgadas, ubicada en el extremo de salida del estanque, es abierta y genera el arrastre del lodo (Universidad del Cauca *et al.* 2010). La geometría y diseño del estanque se muestra en la FIGURA 2.

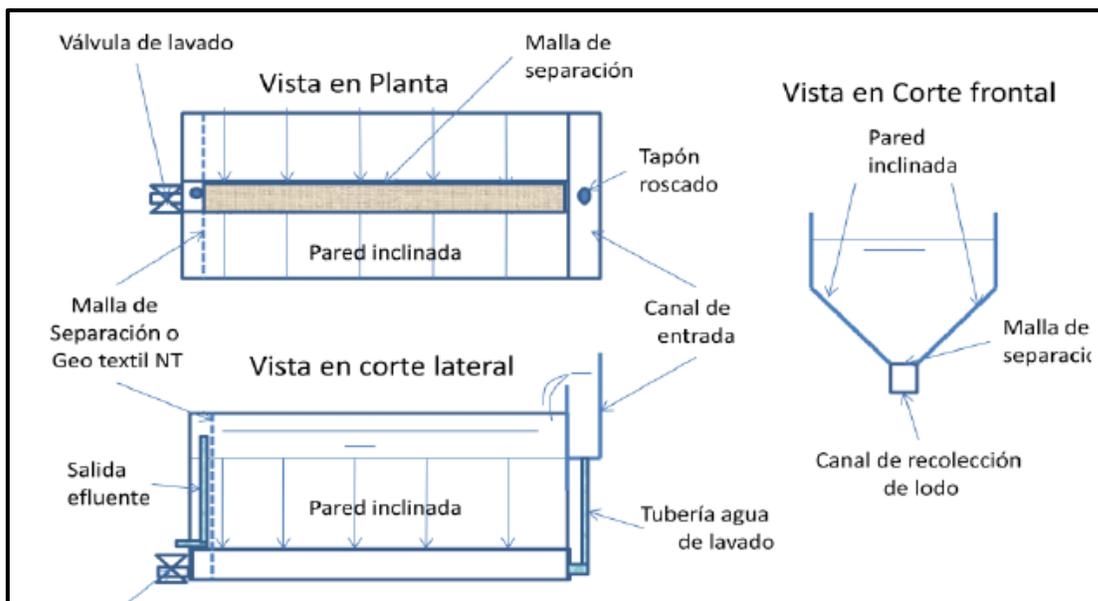


FIGURA 2. Esquema general del estanque multipropósito (MULTIPRO). Fuente: Fernández y Caicedo (2012).

El diseño del estanque modificado tiene como propósito retirar los sólidos acumulados al interior del estanque con mayor facilidad utilizando un gradiente de flujo de agua en la sección de la canaleta, lo que permite que en alrededor de 48 horas los sólidos puedan ser retirados. Sin embargo, Hoyos (2011) afirma que pueden ser removidos hasta en un periodo de 72 horas antes de que la calidad del cultivo se vea disminuida por el paso de los contaminantes de la fracción sólida a la líquida. Este paso se debe a que las partículas en suspensión dentro del estanque poseen una gran área superficial con respecto a su volumen facilitando la transferencia de nutrientes al medio acuoso y por tal motivo se considera relevante, al momento de cultivar, la retirada oportuna y frecuente de estos residuos (Cripps y Bergheim, 2000; Fernández, 2014).

Estudios realizados por Fernández y Caicedo (2012) mostraron que con periodos de limpieza de 48 horas, este prototipo evita la disolución hasta del: 81,9% del nitrógeno amoniacal total, 79,6% del nitrógeno total Kjeldhal, 97% del fósforo total y 86,5% de los sólidos. También se mostró que los peces tienen un crecimiento más rápido, ya que lograron alcanzar un peso promedio de 250g 21 días antes que un estanque convencional. Para el mismo estanque, Hoyos (2011) reportó concentraciones de nitrógeno del orden de 0,108 mg/L, fósforo de 0,067 mg/L y SST de 7,70 mg/L para el mayor tiempo de muestreo (144 horas) en un efluente de operación normal y Campos y Medina (2013) determinaron, para el efluente de lavado, los parámetros sólidos suspendidos, fósforo y nitrógeno total y DBO5 los promedios de 128,1 mg/L, 0,6 mg/L, 4,7 mg/L y 25,3 mg/L respectivamente. Por último lograron una caracterización del lodo en base a la distribución de masa por tamaños y sedimentabilidad y determinaron que la mayor parte de la masa (77%), presenta tamaños superiores a 45 μm y con un gran porcentaje (23%) entre los 150 y 450 μm , lo que indica que una gran parte de la masa del lodo podría ser removida por filtros mecánicos o por sedimentación simple cuando sean expulsados del estanque en cuando se realice el mantenimiento periódico (Universidad del Cauca *et al.* 2010)

2.5.3. Filtración Mecánica.

La filtración es una operación que implica la remoción de material en suspensión de un fluido que atraviesa un medio granular o poroso, puede ser clasificada en dos mecanismos: Filtración en superficie, el cual funciona interceptando en forma directa las partículas más grandes que el tamaño poroso del medio (tamizado) y Filtración en profundidad, el cual funciona interceptando y absorbiendo las partículas en forma directa. Los mecanismos ocurridos durante el proceso de filtración en profundidad han sido ampliamente estudiados, sin embargo se deben definir con más precisión aquellos asociados a la filtración de sólidos en suspensión a través de la filtración en superficie, especialmente con geotextiles

(Metcalf & Eddy, 2003; Luna, 2014).

Dentro del tratamiento con filtración mecánica aplicada en efluentes piscícolas tenemos a los geotextiles (Mulligan *et al.* 2009, Fernández *et al.* 2001, Campos y Medina, 2013, Bueno y Quiñones, 2010; Peña y Escobar, 2010), microscreens y tambores rotativos que son cada vez más usadas porque requieren de un mínimo de mano de obra y espacio y tienen la capacidad para tratar grandes flujos de agua con bajas pérdidas de carga (Cripps y Bergheim, 2000; Ulgenes, 1992 citado por Cripps y Bergheim, 2000), filtros biológicos de membrana (Sharrer *et al.*, 2007), filtros prensa, filtros al vacío y filtros de bolsa geotextil (Sharrer *et al.*, 2009), geotextiles usando floculación y coagulación (Sharrer *et al.* 2009; Luna, 2014) y geotextiles usados en la filtración lenta en arena (Fernández *et al.*, 2001). En este sentido, Cripps y Bergheim (2000) reportan la utilización de filtración mecánica y tambores rotativos de malla, con tamaños de poro de 60 a 200 μm , presentando eficiencias de remoción en los rangos de 67 – 97 % para sólidos suspendidos, y de 4 -89 % para fósforo total y nitrógeno total. De esta forma, remover los sólidos suspendidos permitió también remover materia orgánica y nutrientes, tal como lo reporta Cripps (1995) quien alcanzó remociones entre el 21 al 80% en DBO₅, 47-84% en fósforo total y 7 a 32% del nitrógeno total, al remover entre el 19 y el 91% de los sólidos totales, utilizando una malla con tamaño de poro de 60 μm . Sin embargo, Kelly *et al.* (1997) logró reducciones en sólidos suspendidos y fósforo total a un valor de 71 y 64% respectivamente con filtros de tamaño de poro entre 25 a 30 μm . En un contexto similar, Mulligan *et al.* (2009) presentó los resultados de un estudio realizado para evaluar las eficiencias de remoción de tres sistemas (filtración mediante geotextil no tejido, geotextil tejido y filtro en arena) para el parámetro SST con eficiencias del 98,9, 62,5 y 88,2 % respectivamente. De esto se deduce que la eficiencia depende de la concentración de sólidos, de las características del efluente y de las técnicas de pre-tratamiento aplicadas (Cripps y Bergheim, 2000).

2.5.4. Filtración con Geotextiles.

Los geotextiles se pueden definir como un textil plano hecho a base de fibras de un material permeable, polimérico y de gran deformabilidad, que se emplea en contacto con suelos y otros materiales y son usados mayormente para aplicaciones geotécnicas. Los polímeros utilizados en su fabricación suelen ser de origen sintético (poliamidas, poliésteres y las poliolefinas) debido a su mayor durabilidad frente a los naturales. En general, los geotextiles pueden clasificarse en dos grupos, según su forma de producción, por un lado tenemos a los Geotextiles Tejidos que son producidos mediante el entrelazado en ángulos rectos, de dos o más juegos de fibras; y los Geotextiles NT que son producido por amarres de fibras orientadas con una dirección aleatoria, conformando así una

capa textil con altas propiedades de filtración y drenaje (Sharrer *et al.*, 2009). Estos, al poseer una naturaleza apolar causada por su material de fabricación, permiten que las partículas sean retenidas y que no se adhieran de manera permanente en el geotextil, lo que hace que el proceso de limpieza sea sencillo; También poseen una porosidad superiores al 80% y un área superficial específica entre 10 000 m²/m³ y 20 000 m²/m³, por lo cual la probabilidad de remover partículas y almacenarlas también es alta. Su alta porosidad también permite el almacenamiento del lodo sin generar un rápido desarrollo de pérdida de carga. (Universidad del Cauca *et al.*, 2010).

El uso de geotextiles NT como medios filtrantes para tratamiento de agua viene siendo estudiado desde el inicio de los 80s, con la adaptación de mantas en la superficie del lecho filtrante de los filtros lentos en arena (FLA), encontrando que las características físicas de los geotextiles NT prometen un medio filtrante más eficiente que la arena, presentando coeficientes de filtración bastante altos, incremento de las carreras de filtración en un factor entre 1,33 y 1,72 y mejorando la eficiencia de remoción en sólidos suspendidos del 70 al 85%, según lo reportado por Fernández *et al.* (2001). El uso de geotextil NT usado para el tratamiento de efluentes acuícolas fue estudiado por Fernández *et al.* (2010) a escala real, en el cual, utilizando una doble capa de geotextil PAVCO NT 1600 ubicado a la salida de un estanque en tierra y una velocidad de filtración horizontal cercana a los 7 m/H en un periodo de 5 días de funcionamiento, en donde se presentaron eficiencias de remoción en sólidos suspendidos en un rango de 27 al 63% y una pérdida de carga no superior a los 7mm. Bueno y Quiñones (2010) lograron identificar las condiciones adecuadas para tratar el efluente piscícola con una concentración en SST en un rango de 4 a 31 mg/L, utilizando espesores de uno, dos y tres geotextiles NT 2000 de PAVCO y velocidades de filtración de 3,5, 10, 15 y 20 m/H. Dicho estudio determinó que para obtener rangos de eficiencia entre 50 y 60% en remoción de SST se deben considerar las combinaciones 2 y 3 geotextiles y velocidades entre 5 y 10 m/H, lo que también otorga una duración de carrera entre 4 y 7 horas para una pérdida de carga de 15 cm.

Campos y Medina (2013) utilizaron a escala piloto los geotextiles NT como tratamiento complementario para el efluente concentrado proveniente de los lavados del estanque multipropósito propuesto por Fernandez y caicedo (2012), en el cual evaluaron un geotextil NT 2000 de PAVCO con velocidades de filtración de 3, 5, 10 y 15 m/H. Se logró determinar que la tasa de 3 m/H presentó valores superiores al 99% y superiores al 90% para las otras tasas en remoción en SST. En dicha configuración el sistema presentó una duración de carrera hasta de 1 hora para una pérdida de carga de 15 cm.

3. OBJETIVOS.

3.1. OBJETIVO GENERAL.

Evaluar el efecto que se produce sobre la duración de carrera y la calidad del agua al combinar porosidades de geotextiles no tejidos con velocidades de filtración en el tratamiento de efluentes de lavado en un estanque MULTIPRO para la cría de trucha arcoíris

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- Evaluar el impacto del uso de geotextiles no tejidos de dos diferentes tamaños aparentes y tres velocidades de filtración en la calidad del efluente de lavado de un estanque de trucha arcoíris, basados en la medición de variables físico-químicas y biológicas.
- Evaluar el impacto del uso de geotextiles no tejidos de dos diferentes tamaños aparentes y tres velocidades de filtración en el desarrollo de la pérdida de carga y el tiempo de la duración de carrera.

4. METODOLOGÍA

4.1. ZONA DE ESTUDIO.

El presente estudio se realizará a nivel de planta piloto, utilizando agua del efluente de lavado de un estanque MULTIPRO de cría de trucha arcoíris que opera en la Estación Piscícola Chiliglo. Dicha estación está ubicada en la vereda Chiliglo, cuya cabecera municipal se encuentra localizada a 02° 20' 53" de latitud norte y -76° 30' 03" de longitud oeste, a una altitud de 2850 m.s.n.m. y a 4 Km de la zona urbana de Coconuco, municipio de Puracé en el departamento del Cauca. En este lugar la temperatura promedio del ambiente oscila entre los 8 y 16 °C, la temperatura del agua está entre los 10 y 12°C.

4.2. ESTANQUE.

El estanque MULTIPRO está construido en concreto y tiene una capacidad para albergar 1500 peces en estado de maduración; sus características geométricas se presentan en la TABLA 1.

TABLA 1 Dimensiones del estanque MULTIPRO

Características	Unidad	Valor
Largo	m	14
Ancho	m	2,05
Altura total	m	1
Profundidad media	m	0,85
Ángulo de inclinación de la pared	Grados	45
Pendiente de fondo	%	1,4
Volumen de agua	m ³	12

Para el estudio, el estanque fue sembrado con 500 truchas cuyos pesos estaban entre los 80 a 90g y fueron alimentados con tres raciones iguales de concentrado marca ITALCOL durante el día, la cantidad de el mismo fue determinada teniendo en cuenta las especificaciones nutricionales del concentrado y los parámetros biométricos del pez, los cuales aumentaban según su estado de maduración, de acuerdo a la TABLA 2.

Durante el experimento el estanque fue lavado dos veces a la semana en los días lunes y jueves, cumpliendo con un periodo mínimo de 72 horas entre lavados durante 28 días, según lo recomendado por Hoyos (2011). Con base a los estudios de Campos y Medina (2013), la limpieza del estanque tuvo una duración de 10 minutos y se estandarizó la recolección del efluente de lavado para el muestreo con el fin de encontrar las condiciones medias para la carga

contaminante. Ver FIGURA 3. Para la recolección del efluente se tomó una muestra compuesta durante todo el lavado. La muestra se almacenó temporalmente en dos tanques de 60 litros cada uno, posteriormente se homogenizaron en un tercer tanque de donde se realizó la distribución para la planta piloto y las muestras de calidad.

TABLA 2. Tabla de alimentación TRUCHA LEVANTE 40 considerando el porcentaje de la biomasa en el estanque. Fuente: Itacol S.A

AGUA (°C)	PESO DEL PEZ (g)		
	40 – 80 (g)	80 – 120 (g)	120 – 150 (g)
11	2,0%	1,8%	1,7%
12	2,1%	1,9%	1,9%
13	2,2, %	2,2%	2,1%
14	2,2%	2,2%	2,2%

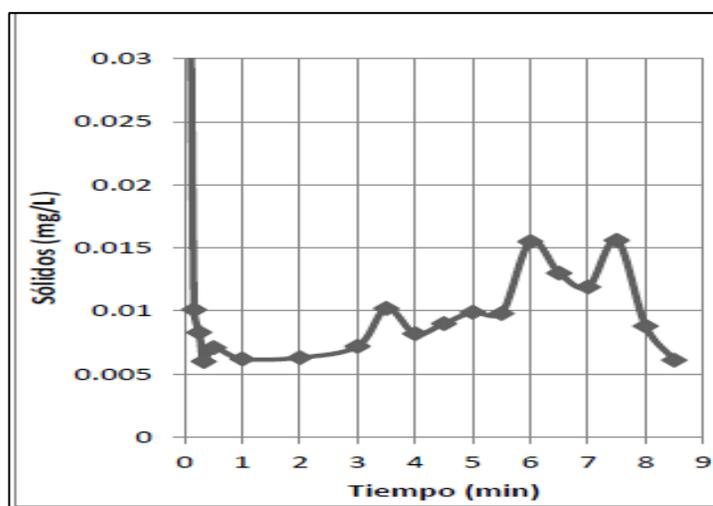


FIGURA 3. Caracterización de los SST en el efluente de lavado de un estanque MULTIPRO. Fuente: Campos y Medina (2013).

4.3. MÉTODOS

Todos los procedimientos aquí realizados para la ejecución del objetivo primario fueron establecidos con base en cada uno de los métodos correspondientes a cada objetivo específico

4.3.1. Objetivo 1

Para la evaluación del impacto de la combinación de poro del geotextil con las diferentes velocidades de filtración sobre la calidad del efluente de lavado del

estanque MULTIPRO se contará con un sistema que estará compuesto por tres filtros de acrílico de flujo descendente, un tanque de distribución y un dosificador de cabeza constante, tal y como se muestra en la FIGURA 4.

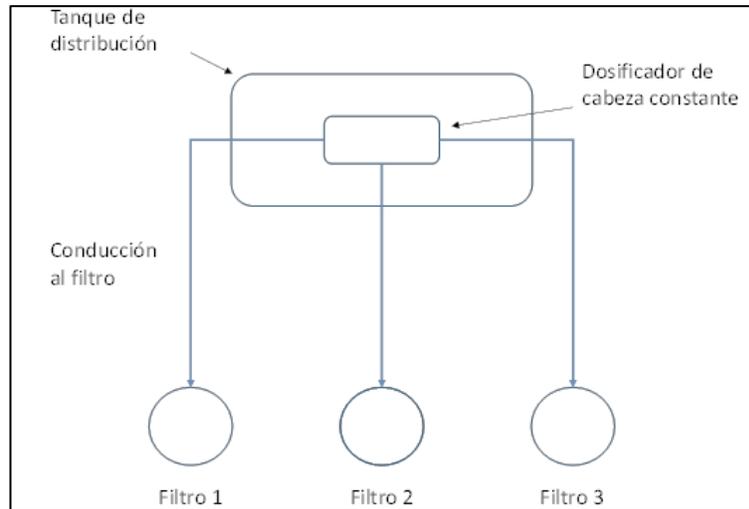


FIGURA 4. Esquema General del sistema experimental.

Los filtros tendrán un diámetro de 14 cm y una altura total de 50 cm como se muestra en la FIGURA 5 y estarán acondicionados de tal forma que se pueda disponer en ellos las tres velocidades establecidas de 2, 3 y 5m/h. Estas velocidades serán reguladas ajustando el caudal de entrada al filtro por medio de un dosificador de cabeza constante ubicado en el tanque de distribución, suministrando un caudal de 8,55, 12,80 y 21,40 mL/s para cada velocidad respectivamente.

A cada filtro se le adaptará el medio filtrante que estará compuesto por dos tipos de geotextiles: una doble capa de NT1600 con tamaño aparente de poro de 0,18 mm y el NT4000 con un tamaño aparente de poro de 0,09 mm, ubicando al NT1600 en la parte superior del NT4000. Las características generales de los geotextiles se muestran en la TABLA 3.

El sistema de distribución del agua cruda estará compuesto por un tanque de plástico de 100 litros que será llenado periódicamente con el efluente de lavado con el fin de garantizarle a los filtros un suministro constante durante dos horas, el cual se estipula será el tiempo de la duración de carrera. El suministro continuo de la mezcla estará a cargo de un dosificador de cabeza constante, que suministrará un total de 2,57 L/min simultáneamente a los filtros durante toda la medición y toma de datos. Para mantener el agua del tanque homogénea se utilizará un sistema de aireación para peceras, que permitirá mantener mezclado el volumen y evitar la sedimentación en el tanque.

TABLA 3. Características mecánicas e hidráulicas de los geotextiles. FUENTE: PAVCO 2010

Marca	Referencia	Apertura aparente (mm)	Espesor (mm)	Permitividad (1/s)	Permeabilidad (cm/s)
PAVCO	NT 4000	0,09	2,20	1,20	0,28
	NT 1600	0,18	1,50	2,90	0,44

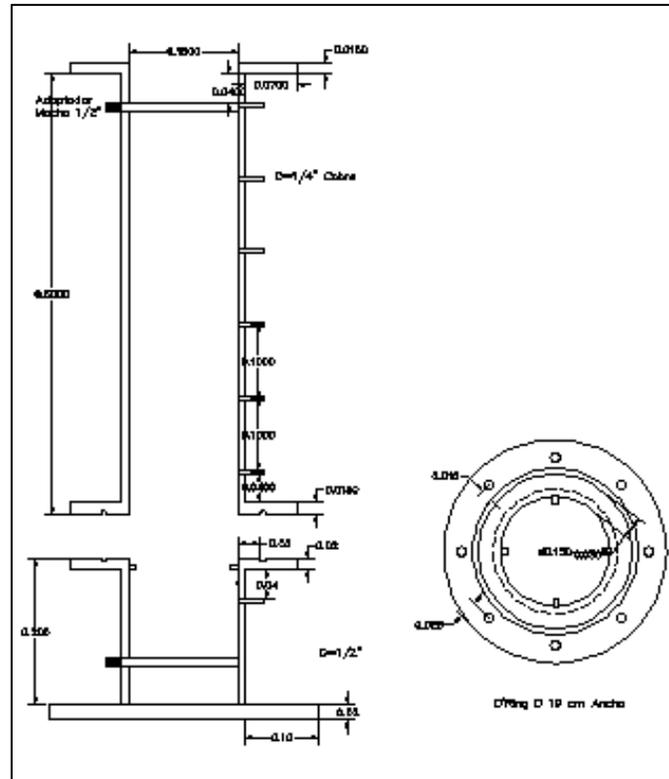


FIGURA 5. Vista aérea y lateral del filtro

La medición de la calidad del agua será monitoreada mediante una muestra compuesta tomada a la salida del estanque MULTIPRO y a la salida de cada uno de los filtros durante toda la duración de carrera de los mismos. Para el presente proyecto se considera que la duración de carrera es el tiempo que toma cada unidad de filtración en alcanzar una pérdida de carga de 30 cm. El número de réplicas consideradas en el presente estudio es de seis. Una vez obtenidas las muestras compuestas se les realizarán distintas pruebas fisicoquímicas que ayudarán a medir la calidad del efluente y eficiencia de los filtros. Estas pruebas se realizarán en base a los parámetros descritos en la TABLA 4 siguiendo los protocolos de la APHA, WPCF, & AWWA, (1998).

Se realizarán pruebas de análisis de inferencia y contraste estadístico que permitan determinar si la velocidad de filtración tiene un efecto en la eficiencia de remoción para cada parámetro fisicoquímico. Dependiendo de la normalidad de los datos (determinada con la prueba de Shapiro-Wilk), el análisis se realizó en

base a pruebas paramétricas (Anova) o No Paramétricas (Kruskal-Wallis, Mann-Whitney).

TABLA 4. Parámetros fisicoquímicos de análisis.

Parámetro	Número de Muestra por réplica	Número de Muestra en total	Método APHA
DBO ₅	4	20	2510B
Nitrógeno total kjeldahl	4	20	4500- NHorg B
Fósforo Total	4	20	4500-P C
Sólidos Suspendidos totales	4	20	2540 D
pH	4	20	4500 H
Caudal	1	5	Volumétrico

4.3.2. Objetivo 2.

Para el desarrollo de este objetivo se incluyeron en cada filtro dos piezómetros que permitieron la medición de la pérdida de carga en el medio filtrante. La duración de carrera, tal como se definió previamente, se considera como el tiempo que le toma al filtro en alcanzar una pérdida de carga de 30cm.

Para evitar errores en la medición de la pérdida de carga ocasionado por la formación de burbujas dentro del medio filtrante, cada filtro fue llenado previamente con agua destilada con un flujo ascendente hasta lograr un equilibrio de niveles en los piezómetros de cada filtro.

El tiempo de duración de carrera inició a contar como tiempo cero desde el momento en el que el volumen de agua destilada usada para evitar el burbujeo salga de cada filtro, el cual se estipuló en 3, 5 y 8 minutos para las velocidades de 2, 3 y 5 m/H respectivamente siempre y cuando se considere un suministro constante y homogenizado proveniente del dosificador. La medición de la pérdida de carga se realizó durante toda la duración de carrera y se consideró como la diferencia de niveles antes y después del medio filtrante.

Se realizarán pruebas de análisis de inferencia y contraste estadístico que permitan determinar si la velocidad de filtración tiene un efecto sobre la duración de carrera. Dependiendo de la normalidad de los datos (determinada con la prueba de Shapiro-Wilk), el análisis se realizó con base en pruebas paramétricas (Anova) o No Paramétricas (Kruskal-Wallis, Mann-Whitney).

5. PRESENTACIÓN DE RESULTADOS Y DICUSIÓN

5.1. CONDICIONES OPERATIVAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO BAJO CONTROL.

Con el objetivo de garantizar la confiabilidad en los datos obtenidos, se establecieron a lo largo del trabajo ciertas variables de control que inciden directa e indirectamente en la realización óptima de los objetivos a desarrollar, tales variables como la medición biométrica del pez, la duración de cada lavado del estanque así como el caudal que ingresa a cada filtro se registraron a lo largo de toda la investigación. La totalidad de los datos para cada condición se presentan en el ANEXO 1.

5.1.1. Biometría y conteo total de peces.

El seguimiento del desarrollo del pez se realizó durante los 28 días de muestreo en los cuales la tasa de crecimiento fue de 7,89 g/semana y 1,82 cm/semana, partiendo de un peso y longitud inicial de 96,81g y 19,5cm respectivamente hasta lograr un peso de 125g y una longitud de 24 cm hacia el final del muestreo. La tasa de alimentación promedio fue 1,78% y fue determinada con base en la TABLA 2 la cual relaciona la temperatura del agua en el que habitan con el peso promedio del pez medido en cada biometría realizada.

5.1.2. Duración del lavado del estanque.

En el control de la duración del lavado del estanque MULTIPRO se determinó un promedio de 13,17 minutos, con variaciones entre 9 y 15 minutos, tal y como se muestra en la TABLA 5. Campos y Medina (2013) reportan una duración de lavado de 9 minutos para el mismo estanque. Esta diferencia se debe a que se buscó recolectar suficiente muestra para abastecer el sistema dosificador y la situación más crítica en carga contaminante, es decir, el lavado de canal de fondo.

5.1.3. Caudal de filtración.

El comportamiento del caudal y su correspondiente velocidad para cada tasa de filtración en general presentaron porcentajes de error menores al 2%, lo que indica un alto porcentaje de exactitud respecto al valor esperado, al tiempo que se garantiza una velocidad de filtración en promedio para cada filtro que permita un desarrollo experimental óptimo. Este parámetro de control se considera de mucha importancia debido a las influencias o impactos que estas velocidades puedan ocasionar sobre el desarrollo de los objetivos. Estos valores se pueden observar

en la TABLA 5 el cual muestra el respectivo análisis descriptivo.

5.2. CONDICIONES OPERATIVAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO FUERA DE CONTROL.

La temperatura y el pH del agua usada para la determinación de la duración de carrera y calidad del agua oscilaron entre 14,6 a 16,3 °C y 7,56 a 8 unidades respectivamente, los cuales se encuentran dentro de los rangos reportados por Campos y Medina (2013) y Peña y Escobar (2009) también realizados en la estación piscícola Chiliglo. Los datos de pH y temperatura se resumen en la TABLA 5.

TABLA 5. Análisis descriptivos de las condiciones operativas del sistema de filtración.

	Lavado (min)	pH	Temperatura (°C)	Caudal de Filtración (mL/s)					
				8,55 ^a	Error (%)	12,8 ^b	Error (%)	21,4 ^c	Error (%)
Promedio	13,17	7,81	15,38	8,61	1,27	12,5	2,11	21,22	1,02
Mínimo	11,00	7,56	14,60	8,42	0,38	11,6	0,16	20,68	0,07
Máximo	15,00	8,00	16,30	8,75	2,32	12,8	8,98	21,5	3,37
Desv. Est.	1,67	0,14	0,62	0,10	0,61	0,40	3,11	0,27	1,13
Datos	6	6	6	6	6	6	6	6	6

^a Valor esperado para las velocidad de 2m/H.

^b Valor esperado para las velocidad de 3m/H.

^c Valor esperado para las velocidad de 5m/H.

5.3. IMPACTOS OBTENIDOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA.

5.3.1. Remoción de Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Durante el periodo de muestreo factores como la lluvia, el viento, el alimento no ingerido y las heces producidas influyeron de forma notoria en la variación de la concentración de SST con las cuales se trabajó en el tanque dosificador (entrada al sistema) por lo que también se consideraron como variables no controlables dentro de la investigación. Dichas variaciones se presentan en total en el ANEXO 2 y su respectivo comportamiento se muestra en la FIGURA 6. En este sentido, encontramos un valor pico de 384,8 mg/L y un valor promedio de 216 mg/L a lo largo de todo el muestreo, rango en el cual se consideran como concentraciones habituales según la caracterización realizada por Campos y Medina (2013) para el efluente de lavado de un estanque MULTIPRO usado para la cría de trucha arcoíris.

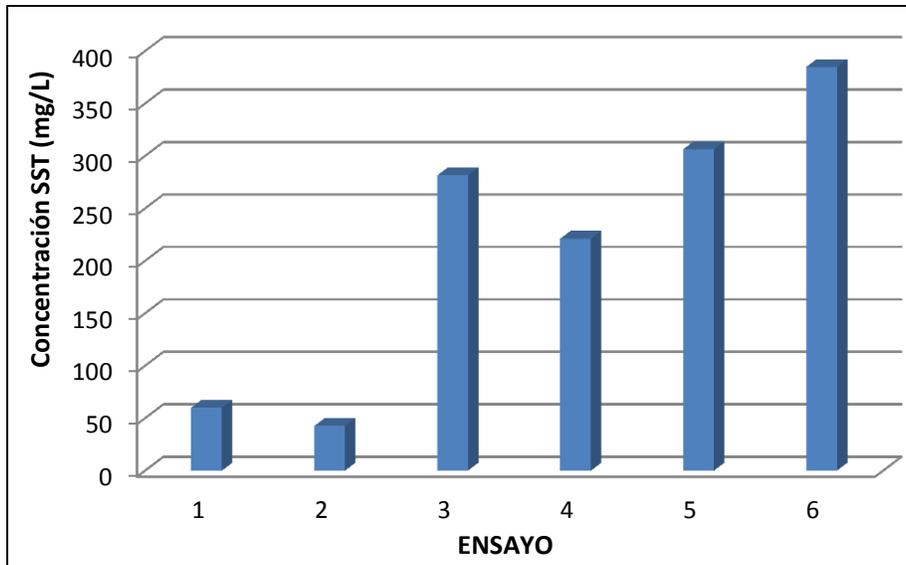


FIGURA 6. Variación de los SST presentes en el efluente de lavado para cada visita.

El efluente de los filtros presentó una concentración en SST por debajo de los 3 mg/L (Ver TABLA 6), lo cual generó eficiencias de remoción superiores al 96%, tal y como lo muestra la FIGURA 7. Los resultados muestran que se logran mejoras en la eficiencia de remoción en SST menor al 1% cuando se pasa de la tasa de 5m/H a la de 2m/H. Otros trabajos como el realizado por Campos y Medina (2013) se logra una mejora superior al 5% cuando se reduce la tasa de filtración de 15 m/H (94,26%) a la de 3 m/H (99,65%), valores similares a los reportados por Luna (2007) donde se obtuvieron eficiencias superiores al 90% en la eliminación de SST utilizando un geotextil no tejido NT2000 y velocidades de filtración entre 3 a 15 m/H para el tratamiento del efluente de lavado de un estanque MULTIPRO, cuya concentración promedio en SST fue de 128 mg/L de SST.

El efecto de la velocidad de filtración sobre la eficiencia de remoción en el parámetro sólidos suspendidos totales, se verificó comparando estadísticamente las eficiencias alcanzadas con base en la prueba de Kruskal-Wallis para valores independientes, establecido con un nivel de confiabilidad del 95%, se determinó que no existe una diferencia estadísticamente significativa ($\alpha=0,234$) (Ver Anexo 4).

TABLA 6. Análisis descriptivo para los resultados en SST en la entrada y a la salida del proceso de filtración.

	Entrada al tanque (mg/L)	2 m/H		3 m/H		5 m/H	
		Salida (mg/L)	E.R (%)	Salida (mg/L)	E.R (%)	Salida (mg/L)	E.R (%)
Promedio	216,03	1,05	99,04	1,18	99,10	2,97	98,23
Mínimo	42,50	0,63	97,65	0,62	97,65	1,18	96,47
Máximo	384,80	1,50	99,78	2,00	99,78	9,03	99,50
Desv.Est.	126,09	0,33	0,87	0,59	0,74	2,77	1,15
N° Datos	6	6	6	6	6	6	6

E.R. = Eficiencia de remoción

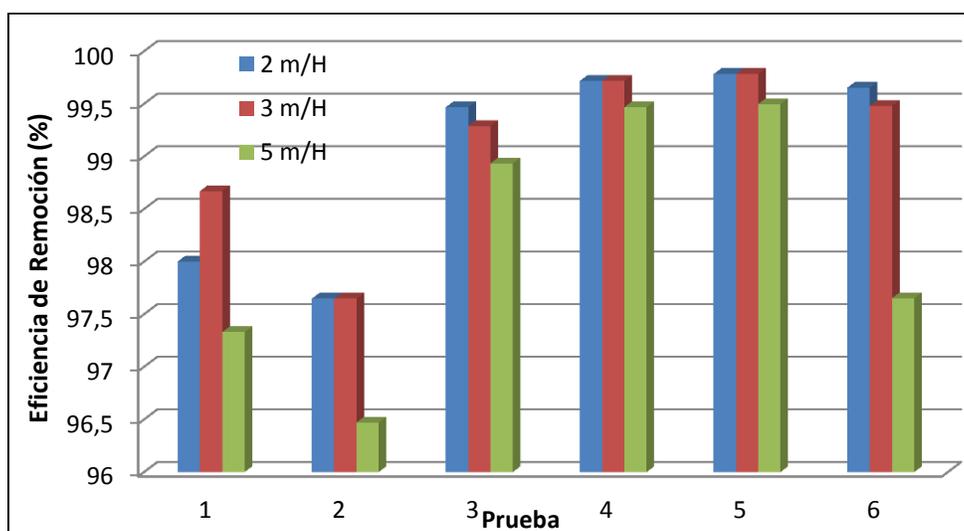


FIGURA 7. Eficiencias de remoción de SST para cada tasa de filtración.

Durante el proceso de filtración se observó la formación de una torta o capa de lodo sobre la superficie del medio filtrante, tal y como lo muestra la FIGURA 8, por lo que se puede inferir que el mecanismo de filtración que predominó en este proceso fue el de filtración en superficie producido por el efecto del tamiz. Según estudios previos, estos efluentes se caracterizan por presentar partículas con tamaños que van desde los 2 a 1500 μm (Brinker y Rosch, 2005; Brinker *et al.*, 2004) mientras que el geotextil que reside en la superficie de la configuración usada presenta un tamaño de abertura aparente de 250 μm . A su vez, esta característica que se presenta en la filtración con geotextiles no tejidos puede explicar el alto valor de las eficiencias de remoción de SST, ya que la torta o capa formada por las mismas partículas disminuye el tamaño de poro nominal para la retención de las partículas finas aumenta el área superficial específica de filtración

(Mahdi & Holdich, 2013; Ni, Yu, Lu, & Howes, 2006; Sacramento *et al.*, 2015; Fernández *et al.*, 2001) y aumenta sustancialmente la eficiencia en el proceso de remoción (Mulligan *et al.* 2009). También este comportamiento puede reflejar un rápido aumento en la resistencia del paso de flujo a través del medio filtrante.



FIGURA 8. Formación de torta de lodo en la superficie del medio filtrante. Fuente: Collazos y Méndez (2015).

Se establece entonces que, con la configuración de geotextiles establecida y los mecanismos de filtración presentados, las tasas de filtración no reportan una diferencia significativa entre ellas en términos de remoción de SST y que no representan un impacto relevante cuando se trabaja en un rango de 2 a 5 m/H.

5.3.2. Remoción De Nutrientes

En general, en todos los casos se reportaron eficiencias superiores al 60, 54 y 21% para los parámetros de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (PT) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) respectivamente, sin embargo, distintos análisis estadísticos demostraron que en particular. Los resultados encontrados en términos de concentraciones para NTK, PT y DBO_5 en el total de los muestreos realizados se pueden observar en el ANEXO 3 y sus respectivas eficiencias se muestran en la FIGURA 9.

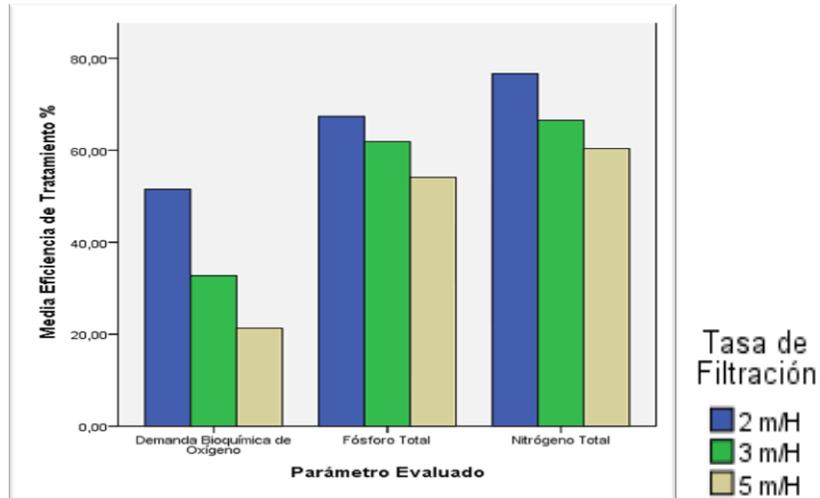


FIGURA 9. Eficiencias de remoción media presentadas por el sistema de filtración durante las 6 réplicas.

5.3.2.1. Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

El valor de NTK en el efluente de lavado para cada ensayo se muestran en la FIGURA 10, estos resultados son inferiores a los reportados por Luna (2014), donde se presentó una concentración promedio de 4,7 mg/L en el efluente de lavado de un estanque MULTIPRO usado para la cría de trucha Arcoíris

El estanque MULTIPRO, al poseer las características físicas que le permite concentrar los sólidos en el canal de fondo, facilita también la concentración de nutrientes como el nitrógeno presente en forma particulada y por ende su posterior tratamiento. Esto se ve reflejado en las eficiencias de remoción reportadas en la TABLA 7 en donde los valores promedio superaron el 60% utilizando una doble capa de geotextil con tamaño de poro de 0,18mm y una de 0,09mm, menores a las obtenidas por Luna (2014) quien reportó eficiencias promedio en la remoción con un valor de 78% utilizando una capa sencilla de lecho filtrante (Geotextil NT2000) con tamaño de poro de 0,18mm. Aun así, en comparación al uso de geotextiles, se ha encontrado que el trabajo con tamices rotativos con tamaños de poro de entre 60 y 350 μm reportan valores menores en retención de NTK que van desde 1 a 49% (Bergheim *et. Al* 1991; Ulgenes (1992) citados por Cripps y Bergheim (2000)).

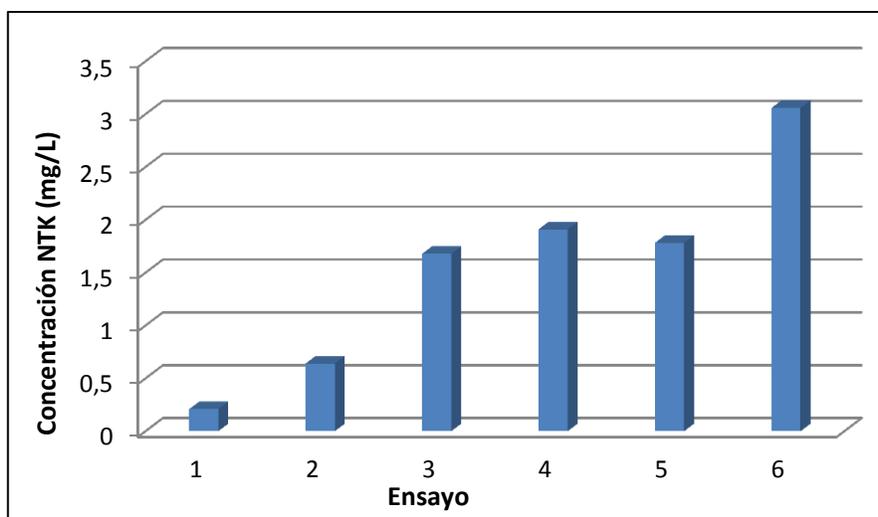


FIGURA 10. Variación de los valores de NTK presentes en el efluente de lavado para cada ensayo realizado.

TABLA 7. Análisis descriptivo para los resultados en NTK en la entrada y a la salida del proceso de filtración.

	Entrada al tanque (mg/L)	2m/H		3m/H		5m/H	
		Salida (mg/L)	E. R (%)	Salida (mg/L)	E. R (%)	Valor (mg/L)	E. R (%)
Promedio	1,55	0,41	76,77	0,56	66,64	0,61	60,37
Mínimo	0,21	0,02	47,62	0,07	34,98	0,11	28,52
Máximo	3,06	0,93	95,55	1,16	86,57	1,27	81,06
Desv. Est.	0,92	0,37	16,44	0,45	16,53	0,47	18,49
N° Datos	6	6	6	6	6	6	6

Se observa que, a medida que disminuye la velocidad de filtración, aumenta la eficiencia en el tratamiento para remover el nitrógeno presente en la muestra, comportamiento que se reitera a lo largo de todas las pruebas para todos los parámetros, tal y como lo indican Bueno y Quiñones (2010) en su estudio.

Con base en los resultados del presente estudio, no se puede determinar que exista una diferencia estadística significativa entre éstas eficiencias de remoción en NTK que sea originada por el cambio de la velocidad de filtración debido los valores altos valores presentados en la desviación. Pero al ser comparados entre sí en relación con su velocidad de filtración con la prueba de Kruskal- Wallis, con un 95% de confiabilidad, dicha prueba reveló que no existe una diferencia significativa. ($\alpha=0,34$) (ANEXO 4).

Al final del tratamiento, se observa en los tres casos que las concentraciones que salen del sistema y que pueden llegar a la fuente receptora superan los 0,4 mg/L. Yang *et al.* 2008 sugiere en su estudio que para evitar el fenómeno de eutrofización se deben manejar concentraciones inferiores a los 0,3 mg/L. Lo que indica que el proceso de filtración con geotextiles en el presente estudio no alcanza a generar un valor óptimo de descarga directa en una fuente receptora y que se requeriría de un tratamiento adicional para su vertimiento

5.3.2.2. Fósforo Total (PT)

Los valores que se obtuvieron durante el periodo de muestreo para la concentración de fósforo total a la entrada del sistema de filtración se encuentran en un rango que van desde los 0,05 a 0,16 mg/L, las cuales son bajas en relación a las reportadas con Luna (2014) para un efluente de lavado de estanque MULTIPRO cuyas concentraciones promedio fueron de 0,6 mg/L y similares a las reportadas por Cripps y Bergheim (2000) en su estudio con micro tamices giratorios, las cuales reporta una concentración promedio de 0,13 mg/L.

Los factores como los climáticos y biométricos pudieron influenciar en la variación de las concentraciones iniciales con las que se trabajó. Por ejemplo la presencia de lluvias en los últimos muestreos y el posterior aumento en la turbiedad y poca visibilidad del pez dentro del estanque llevó a que no consumiera adecuadamente su alimento. Esto puede explicar el aumento en las concentraciones de NTK presente en la materia orgánica arrastrada y la ausencia de PT presente principalmente en el alimento. Los resultados para Fósforo Total se presentan en el ANEXO 3.

En cuanto al proceso de filtración, se reportaron en las tres tasas de filtración eficiencias de remoción superiores al 51%, las cuales van aumentando moderadamente a medida que se reduce la velocidad (Ver TABLA 8). Éstas eficiencias, en comparación a los anteriores parámetros de calidad, en promedio resultan más bajas y posiblemente se deba a que hasta el 60% del fósforo se encuentra disuelto en agua y no contenido en el material particulado (Skonberg *et al.*, 1997; Bureau & Cho, 1999; Sugiura *et al.*, 1999, Piedrahita, 2003) por lo que no puede ser retenido por el filtro. Este proceso de filtración reporta menor eficiencia en comparación a las obtenidas por Moller (2002) (citado por True *et al.* 2004) quien trabajó un reactor de lecho fluidizado para la precipitación de fósforo disuelto a través de complejos de fosfato de hierro para un efluente de cría de trucha y obtuvo una remoción del 95%, sin embargo, este método, aunque muy eficiente, no resulta económicamente viable de mantener y operar a escala regional en comparación a la factibilidad y economía de los geotextiles. Al evaluar

el efecto de la velocidad de filtración en la eficiencia del proceso de remoción de Fósforo Total para la configuración establecida, con una prueba ANOVA que arrojó un valor de $\alpha = 0.434$ ($> \alpha = 0.05$), este indica que no hay una inferencia estadísticamente representativa del primer factor en el segundo, sin embargo, los valores presentados en la desviación estándar afectan la confiabilidad de la Prueba ANOVA (Ver ANEXO 4), por lo que no es prudente afirmar completamente dicha diferencia.

Debido las bajas eficiencias de remoción, en la salida del sistema se presentan concentraciones en un rango entre 0,02 y 0,06 mg/L, las cuales son suficientes para producir el fenómeno de eutrofización en una fuente receptora, o llegar a deteriorar la calidad del agua dentro del estanque junto con el nitrógeno, que también se considera como un parámetro crítico para la calidad del agua (Zhang *et al.* 2006). Por tanto, para este estudio se logra determinar que la filtración con geotextiles no es suficiente para mejorar las condiciones del agua para una descarga directa en una fuente superficial y que se requiere de un tratamiento para su vertimiento.

TABLA 8. Análisis descriptivo para los resultados en PT en la entrada y a la salida del proceso de filtración.

	Entrada al tanque (mg/L)	2m/H		3m/H		5m/H	
		Salida (mg/L)	E. R (%)	Salida (mg/L)	E. R (%)	Salida (mg/L)	E. R (%)
Promedio	0,11	0,03	67,44	0,04	61,94	0,04	54,19
Mínimo	0,05	0,02	51,07	0,02	51,07	0,02	28,92
Máximo	0,16	0,04	86,96	0,05	81,71	0,06	85,32
Desv. Est.	0,04	0,01	12,433	0,01	10,41	0,01	16,73
Nº Datos	6	6	6	6	6	6	6

5.3.3. Remoción de Demanda Bioquímica De Oxígeno (DBO₅)

En la TABLA 9 se presentan las estadísticas descriptivas de los valores de DBO₅ encontrados en las réplicas del experimento y las eficiencias de remoción de cada configuración con respecto a este parámetro de calidad, para los datos totales, remitirse al ANEXO 3.

Teniendo en cuenta un tiempo de retención del lodo dentro del estanque en el canal de fondo, entre 72 y 96 horas, los valores observados en la TABLA 9 para el efluente de lavado son similares a otros estudios realizados en el departamento

del Cauca (Luna, 2014; Campos y Medina, 2013) quienes de igual forma trabajaron con geotextiles no tejidos en la filtración del efluente de lavado de un estanque MULTIPRO con una edad del lodo en promedio de 72 horas.

TABLA 9. Análisis descriptivo para los resultados en DBO5 en la entrada y a la salida del proceso de filtración.

	Entrada al tanque (mg/L)	2m/H		3m/H		5m/H	
		Salida (mg/L)	E. R (%)	Salida (mg/L)	E. R (%)	Valor (mg/L)	E. R (%)
Promedio	23,70	12,3	51,80	16,00	32,87	18,43	23,05
Mínimo	15,00	1,00	19,35	4,00	11,11	6,00	4,76
Máximo	35,00	25,00	95,24	26,00	80,95	28,00	71,43
Desv. Est.	6,61	8,10	23,42	6,78	21,72	7,42	22,43
N° Datos	6	6	6	6	6	6	6

Al aplicar las pruebas estadísticas correspondientes, se encuentra un índice de significancia para la prueba de normalidad de Shapiro - Wilk menor a 0.05 ($\alpha=0.045$) lo que indica que los datos no se ajustan a la curva de normalidad, se procede a realizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para encontrar la diferencia significativa entre los valores con respecto a la velocidad de filtración y se establece un índice de significancia de $\alpha=0.101$ (>0.05). tal y como sucedió con los índices para las pruebas de NTK PT, este índice muestra que no hay diferencia significativa entre los resultados para las tres velocidades, los procedimientos completos del análisis estadístico se pueden observar en el Anexo 4. Es decir, con la configuración establecida, la velocidad de filtración no tiene efectos significativos en la remoción de la demanda biológica de oxígeno para rangos entre 2m/H a 5m/H. Sin embargo, no se puede determinar de forma contundente que exista una diferencia estadística significativa que sea originada por el cambio de la velocidad de filtración debido los valores altos presentados en la desviación.

5.4. IMPACTO SOBRE LA DURACIÓN DE CARRERA Y PÉRDIDA DE CARGA

5.4.1. Desarrollo de la pérdida de carga

El desarrollo de la pérdida de carga en los diferentes pruebas estuvo marcada por la concentración de sólidos en suspensión presentes en el efluente de lavado del estanque, lo cual se muestra en las FIGURAS 11 y 12 donde se reporta el comportamiento de la pérdida de carga para cada una de las velocidades estudiadas (2, 3 y 5m/H), en los ensayos con mayor y menor concentración en

sólidos suspendidos. En el Anexo 5 se presenta la información detallada de todos los ensayos respecto de la pérdida de carga. Los coeficientes de correlación R^2 varían entre 0.9617 y 0.9936, independientemente de la tasa estudiada, lo que asegura una alta confiabilidad y relación entre las variables.

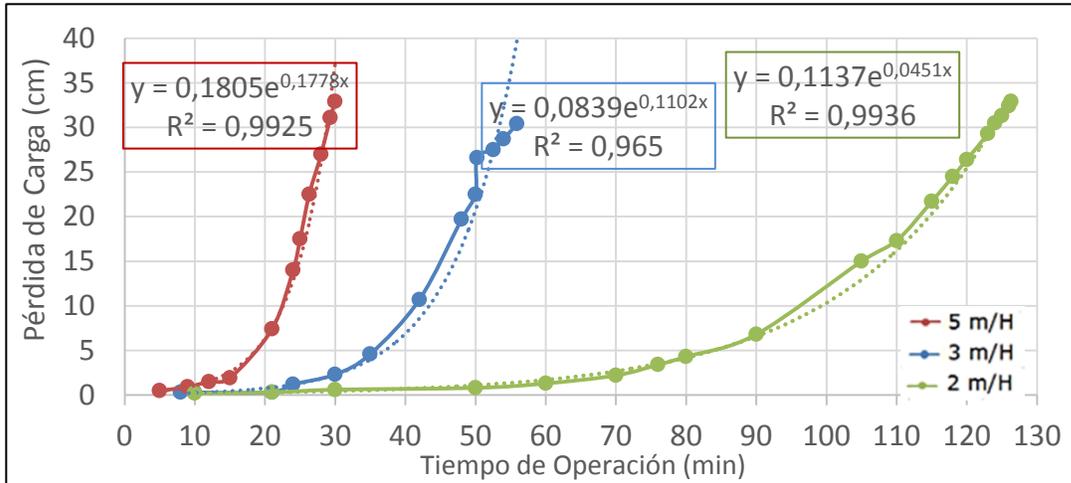


FIGURA 11. Desarrollo pérdida de carga para ensayo con menor concentración de sólidos suspendidos totales / [SST]= 42,5 mg/L

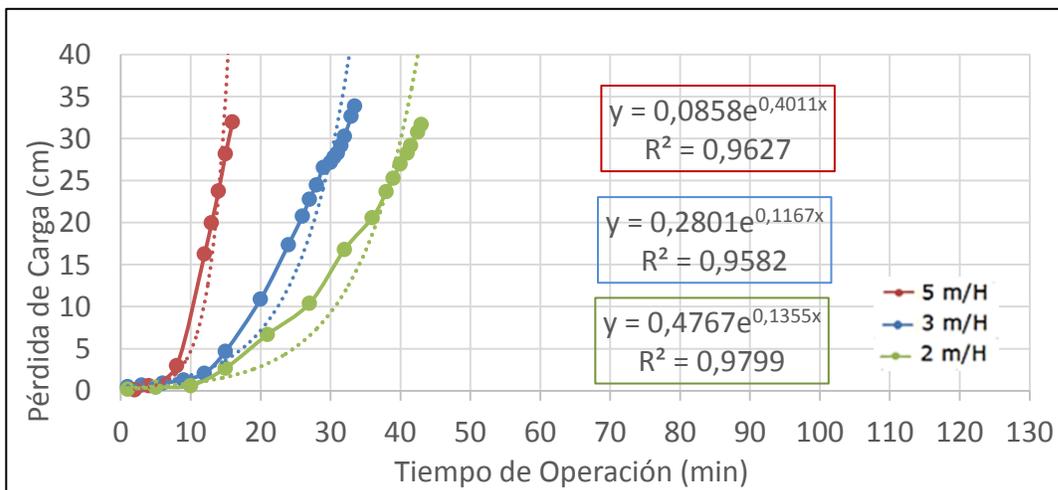


FIGURA 12: Desarrollo pérdida de carga, ensayo con mayor concentración de sólidos suspendidos totales / [SST]= 384 mg/L

Tal como se muestra en las Figuras 11 y 12, el desarrollo de la pérdida de carga presenta un ajuste exponencial con respecto al tiempo de operación. Este comportamiento implica que a partir de un valor de pérdida de carga cercano 5 cm, se presenta un rápido desarrollo de la pérdida en el tiempo, indicando que el tipo de filtración que se presenta es de superficie (Ni, Yu, Lu, & Howes, 2006). En

general, se observa que la velocidad más alta estudiada (5m/H) tiene un desarrollo más acentuado de la pérdida de carga que las velocidades más bajas, lo que implica que le toma un tiempo menor alcanzar el límite máximo de pérdida de carga (30 cm) en comparación a las otras tasas estudiadas. Esta tendencia se conserva en todos los ensayos realizados (Anexo 5) e independientemente de la calidad del agua usada.

5.4.2. Duración de carrera.

La duración promedio de carrera de filtración, establecida como el tiempo que toma el filtro en alcanzar una pérdida de carga máxima de 30 cm, para cada una de las velocidades de filtración incluidas en el estudio se presenta en los diagramas de cajas de la figura 13. Los valores específicos de duración de carrera se presentan en el Anexo 6.

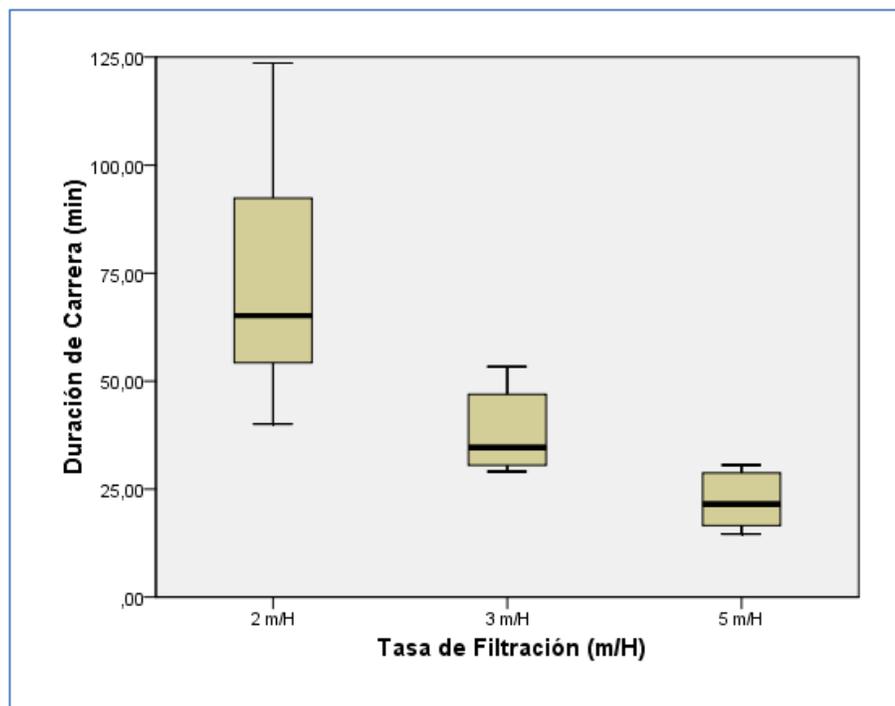


FIGURA 13: Visión de la distribución de los datos de duración de carrera encontrados en este estudio asociados a una tasa específica.

En los resultados de la FIGURA 13 la velocidad de 2 m/H presenta una media de duración de carrera de 69,5 minutos, que disminuye en un 43,4% y un 66,6% para los valores medios de 3 m/H y 5 m/H respectivamente; Bueno y Quiñones (2010) encontraron efectos similares de las tasas de filtración entre 5 y 20 m/H usando sistemas de filtración con geotextil para un efluente menos contaminado donde las velocidades bajas presentan mayores duraciones de carrera, lo que se traduce en menor recurrencia y costos en el mantenimiento o cambio del geotextil aunque

mayor inversión inicial, tasas mayores presentaban carreras más cortas.

Se encuentra también que existe una dispersión de los resultados que aumenta a medida que disminuye la velocidad de filtración esto puede asociarse a un mayor efecto de los mecanismos de filtración en profundidad (decantación, gravedad, difusión, entre otros) que se ven afectadas por la velocidad de filtración y el tamaño de las partículas a retener, el diseño experimental no permite recolectar la información necesaria para una conclusión pero una mayor investigación de este aspecto puede contribuir a la creación de sistemas cada vez más eficientes.

5.4.3. Efecto de la calidad del efluente.

La calidad del agua que ingresaba al equipo experimental fue un factor de variación de los resultados obtenidos, al ser realizado directamente con agua extraída del estanque no era posible controlar factores externos como la presencia de lluvias en los días de no lavado, los residuos de alimento o los desechos producidos por el pez que tienden a aumentar o disminuir la carga contaminante en el agua. Particularmente, se presentaron fuertes lluvias en los días anteriores a los ensayos 5 y 6, este fenómeno se asocia con mayor arrastre de materia orgánica e inorgánica en el agua hacia el estanque lo que se reflejó en una mayor concentración de sólidos suspendidos totales en estos ensayos en comparación a los que no presentaron lluvias previas. En la FIGURA 11, 12 Y 14 puede observarse como la variación de este parámetro de calidad se relaciona a la variación de la duración de carrera debido al comportamiento de los sólidos en la carrera de filtración donde hay un rápido incremento de la pérdida de carga en cuanto mayor número de partículas en estado de suspensión ingresan al sistema y se acumulan sobre el geotextil, que gradualmente aumentan la colmatación superficial y reducen la porosidad inicial, restringiendo el paso del flujo (Faure *et al.*, 2006).

Para determinar la influencia de la velocidad de filtración en la duración de carrera se realizó una comparación entre las duraciones de carrera. Para el análisis se evaluó la normalidad de las muestras utilizando la prueba estadística Shapiro – Wilk. Los resultados indicaron que los datos no presentan normalidad ($\alpha=0.009 < 0.05$), por lo tanto la comparación estadística se realizó con base en pruebas no paramétricas, como la de Kruskal – Wallis. Los resultados indicaron que existe diferencia significativa entre las duraciones de carrera para las diferentes tasas de filtración estudiadas ($\alpha=0.001 < 0.05$). Para definir si dos velocidades generan la misma duración de carrera, éstas se contrastaron con base en la prueba Mann –

Whitney. Los resultados se presentan en la TABLA 10. Se puede establecer que la duración de carrera varía significativamente en un rango de velocidades de filtración entre 2m/H y 5m/H para la configuración de geotextiles actual.

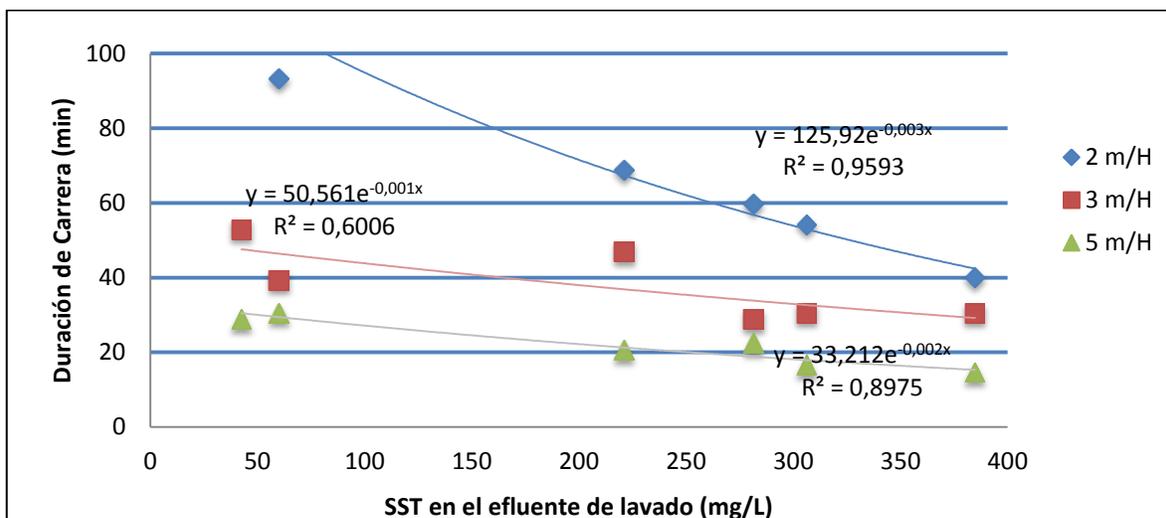


FIGURA 14. Influencia de la concentración de SST presentes en el efluente de lavado en la duración de Carrera.

Tabla 10: Resultados Prueba estadística de contraste Mann-Whitney entre la tasa de filtración y la duración de carrera.

Estadísticos de contraste Prueba de Mann-Whitney (M-W)		
Grupos en contraste (Tasa de Filtración)	Índice de Significancia de M-W	Conclusión
2 m/H y 3 m/H	0.010	Hay diferencia significativa
2 m/H y 5m/H	0.004	Hay diferencia significativa
3 m/H y 5 m/H	0.010	Hay diferencia significativa

^a Se presenta diferencia significativa cuando el índice de M-W es menor a $\alpha=0.05$.

5.4.4. Comparación con otros estudios

El estudio realizado por Campos y Medina (2013) encontró relaciones similares entre la velocidad de filtración, la pérdida de carga y la duración de carrera en un sistema de filtración configurado con 3 Geotextiles NT 2000 (especificaciones año 2013) para el agua de lavado de un estanque MULTIPRO en la Piscícola Chiliglo – Coconuco y tasas de filtración entre 3m/H y 15m/H con un límite de pérdida de

carga de 15 cm; para efectos de realizar una mejor comparación se han estimado nuevos valores de duración de carrera para el presente proyecto, usando las ecuaciones de ajuste encontradas y considerando este nuevo límite de pérdida carga. Dado que Campos y Medina (2013) no evaluaron la tasa de 2 m/h esta no se incluyó en la comparación. Los resultados se presentan en la TABLA 11.

TABLA 11: Estadísticos descriptivos de comparación entre el estudio realizado por Campos y Medina (2013) y Collazos y Méndez (2015)

Estadísticos descriptivos Comparativo de Duración de carrera (min) para una velocidad de filtración determinada (m/H) Pérdida de carga máxima: 15cm				
Parámetro estadístico	3 m/H		5m/H	
	Campos y Medina (2013) (min)	Collazos y Méndez (2015) (min)	Campos y Medina (2013) (min)	Collazos y Méndez (2015) (min)
Media	42,37	32,86	27,15	19,25
Mediana	41,36	29,89	16,94	18,55
Min	25,22	25,07	14,23	12,87
Max	56,70	47,06	51	27,27
Desv. Est.	12,25	9,21	17,72	5,87
Varianza	149,95	84,81	314,05	34,51
NºDatos	6	6	6	6

Entre los procesos desarrollados por Campos y Medina (2013) se encuentran similitudes en la tendencia de los resultados, es así como para velocidades más bajas se observan duraciones medias más altas en comparación a las velocidades mayores, producto del proceso mismo de filtración. También se observa que la varianza es mayor que la del estudio actual, lo que puede estar ligado a las condiciones no controlables que se hubiesen presentado el momento de la evaluación. En cuanto a la duración media de carrera el estudio actual reporta una disminución de 9,5 minutos y 7,9 minutos para las tasas de 3m/H y 5m/H respectivamente. Las diferencias en la configuración del medio filtrante y especialmente el uso de un geotextil no tejido con apertura aparente menor a la utilizada por Campos y Medina (2013) como parte del sistema (GTX NT 4000: 0.09mm < GTX NT 2000: 0.150mm), pueden haber generado una mayor resistencia al flujo a mediano plazo, un aumento en la pérdida de carga y por ende menores carreras de filtración que en la práctica se traducen con una mayor recurrencia en el cambio y mantenimiento del sistema.

En comparación al estudio de contraste no hubo mejora en la media de las duraciones de carrera para una misma velocidad de filtración y un mismo límite de pérdida de carga por lo que la configuración actual puede no considerarse útil para la optimización de la duración de carrera en el tratamiento del efluente piscícola de la Piscícola Chiliglo (Coconuco) o efluentes en condiciones similares.

CONCLUSIONES

- Las eficiencias de remoción presentadas para este sistema de tratamiento de efluentes de lavado de estanques truchícolas donde se combinó una capa de geotextil PAVCO NT4000 y dos capas NT1600 en una columna de filtración de flujo descendente con velocidades de filtración de 2, 3 y 5 m/H presentan valores superiores al 98%, 66% y 32 % para los parámetros de SST, nutrientes y materia orgánica, respectivamente.
- El uso de la filtración en geotextiles No Tejidos NT 4000 y NT1600 generan un efluente con un bajo contenido de sólidos en suspensión pero sus características en términos de nitrógeno y fósforo no permitiría su vertimiento directo a las fuentes receptoras.
- La información obtenida por el sistema propuesto, en cuanto a la remoción de nutrientes se refiere, no permite establecer que exista una diferencia significativa entre las diferentes tasas de filtración evaluadas y su impacto en la remoción.
- Se comprueba mediante pruebas de contraste estadístico que existe una incidencia significativa de las tasas de filtración 2, 3 y 5 m/H sobre la duración de carrera para la filtración de efluentes de lavado con la configuración de geotextil establecida. La media de los resultados disminuye en un 43.39% al pasar de 2m/H a 3m/H y en un 66,59% al pasar de 2m/H a 5m/H.
- Desde el punto de vista de la duración de carrera la configuración compuesta por dos capas de geotextil NT1600 sobre una capa de geotextil NT4000 no optimiza el sistema de filtración con geotextiles para el tratamiento de efluentes piscícolas para las tasas de filtración de 3m/H y 5m/H.

BIBLIOGRAFIA

- Acosta, J. a. G. (2012). Uso y manejo de sedimentos provenientes de piscicultura como base para el manejo sostenible : revisión del tema. *Rev. Cienc. Anim*, 121–143.
- Aquino G.(2008). Manual Básico para el Cultivo de Trucha Arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*). Global environmental management. p. 5-28
- Bermúdez Almada, M. del C., & Espinosa Plascencia, A. (2012). La acuicultura y su impacto al medio ambiente. *Estudios Sociales. Revista de Investigación Científica.*, 218–232.
- Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
- Blanco, M (1995). La Trucha: Cría Industrial. Ediciones Mundiprensa. Madrid, España. 1995. p. 32-39, 61-87,205-245, 361-377.
- Boaventura, R., Pedro, A. M., Coimbra, J., & Lencastre, E. (1997). Trout Farm Effluents: Characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3), 379–387.
- Brinker, A., & Rösch, R. (2005). Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. *Aquacultural Engineering*, 33(1), 1–19. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.10.003>
- Brinker A., Schroder H., Rosch R. (2004). A high-resolution technique to size suspended solids in flow-through fish farms. *Aquacultural Engineering*, 32, 325 – 341.
- Bueno Zabala, K. A., & Quiñones Torres, A. (2010). *Uso de geotextiles sinteticos NT para el control de la contaminación generada por sólidos suspendidos en la cría de trucha*. University Of Cauca.
- Bureau, D. P., & Cho, C. Y. (1999). Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture*, 179(1-4), 127–140. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00157-X](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00157-X)
- Fernández, J. & Caicedo, J.(2012). Estanque MULTIPRO una Alternativa para el Control de los Lodos en la Producción de Trucha, (4), 1–14.

- Camacho B., Moreno R., Rodríguez G., Luna R., & Vásquez M. (2000). *Guía para el cultivo de trucha*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México D.F.
- Campos Bermúdez, F., & Medina Gutiérrez, O. (2013). *Caracterización y estudio de tratabilidad de efluentes de lavado de estanques piscícolas de trucha*. Universidad del Cauca.
- Cepeda Cardozo, E. A., & Penagos, J. M. (2011). *Determinación de efecto de la acumulación de sólidos sobre la generación de contaminación disuelta y la tasa de crecimiento de los peces en un estanque modificado para el cultivo de trucha*. Universidad del Cauca.
- Cripps, S. J. (1995). Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. *Aquaculture*, 133(3-4), 323–339. [http://doi.org/10.1016/0044-8486\(95\)00021-S](http://doi.org/10.1016/0044-8486(95)00021-S)
- Cripps, S. J., & Bergheim, A. (2000). Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1-2), 33–56. [http://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00031-5](http://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00031-5)
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., & Summerfelt, S. T. (2011). Abnormal swimming behavior and increased deformities in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* cultured in low exchange water recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 45(3), 109–117. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.08.005>
- De la Cruz, C. A., & Salazar Fernández, A. F. (2007). *Caracterización y Estudio de Tratabilidad del Efluente de Estaciones Piscícolas*.
- De la Oliva, G. (2011). *Manual De Buenas Prácticas El Cultivo De Trucha Arco Iris*. Recuperado de: <http://www.perucam.com/presen/pdf/19.%20Manual%20Buenas%20Pr%20E1cticas%20Acu%20EDcolas%20en%20el%20cultivo%20de%20la%20trucha%20Arco%20Iris.pdf>
- EPA. (2004). Effluent Guidelines: Aquatic Animal Production Industry, World Wide Web electronic publication. www.water.epa.gov, (05/2015). Retrieved from <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/guide/aquaculture/#rule>
- Faure, Y. H., Baudoin, a., Pierson, P., & Plé, O. (2006). A contribution for predicting geotextile clogging during filtration of suspended solids.

Fernández J., Latorre J., Beron F., Muñoz N Y Vargas V. (2001). “Uso de mantas sintéticas y naturales en filtración lenta en arena, una experiencia en ambientes tropicales”, *Instituto Cinara*, Universidad del valle. p. 1-8.

Fernández, J. (28 de Abril de 2014). Problemática de la sedimentación de desechos en un estanque de cria de trucha arcoiris. (S. Mendez, & X. Maca, Entrevistadores) Popayán , Colombia .

Hinshaw, J.M., and G. Fornshell. 2002. Effluents from Raceways. In *Aquaculture and the Environment in the United States*, ed. J. Tomasso, pp. 77-104. U.S. Aquaculture Society, A Chapter of the World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA.

Hoyos Martínez, D. E. (2011). *Evaluación del impacto de la retención de sólidos suspendidos en los estanques de cultivo de trucha sobre la calidad fisicoquímica del agua para la producción de peces*. Universidad del Valle.

Kelly, L. A., Bergheim, A., & Stellwagen, J. (1997). Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. *Aquaculture International*, 65–78.

Luna Imbacuan, M. A. (2011). Efluentes piscícolas: Características contaminantes, impactos y perspectivas de tratamiento. *Journal de Ciencia E Ingeniería*, 3(1), 3–6.

Luna Imbacuan, M. (2014). *Estudio comparativo de alternativas con y sin el uso de coagulación química para el tratamiento de los efluentes de lavado de estanques en la producción de trucha arco iris*. Universidad del Valle.

Mahdi, F.M. & Holdich, R.G. (2013). Laboratory cake filtration testing using constant rate. *Chemical Engineering Research and Design*, 91(6), pp.1145–1154. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0263876212004601> [Accessed June 5, 2015].

Maillard, V. M., Boardman, G. D., Nyland, J. E., & Kuhn, D. D. (2005). Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms.

Maiz Padrón, A. R., Valero Lacruz, L., & Torres Gudiño, J. M. (2013). Importancia Del Registro De Variables Físico-Químicas En El Cultivo De Truchas En Los

Andes Tropicales. *Mundo Pecuario*, 9, 1–11.

Martínez-Tabche, L., Olivan, L. G., Martínez, M. G., & López, E. L. (2002). Estrés producido por sedimentos contaminados con níquel en una granja de trucha arcoiris, *Oncorhynchus mykiss* (Pisces: Salmonidae). *Revista de Biología Tropical*, 50(3-4), 1159–1168.

Merino, M. C., Bonilla, S. P., Bages, F., & Rural. (2013). *Diagnóstico del estado de la Acuicultura en Colombia*.

Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. In McGraw-Hill (Ed.), (4th ed.). España.

Molina Amangano, C. V. (2004). *Producción y comercialización de trucha arcoiris para exportación*. Universidad San Francisco de Quito.

Mulligan, C. N., Davarpanah, N., Fukue, M., & Inoue, T. (2009). Filtration of contaminated suspended solids for the treatment of surface water. *Chemosphere*, 74(6), 779–786. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.055>

Negrete Redondo, P., & Romero Jarero, J. (1998). Estudio cualitativo de las condiciones sanitarias de la producción y manejo de granjas acuícolas en los estados de México y Morelos. *Hidrobiológica*, 8, 43–54.

Ni, L. a., Yu, a. B., Lu, G. Q., & Howes, T. (2006). Simulation of the cake formation and growth in cake filtration. *Minerals Engineering*, 19(10), 1084–1097. <http://doi.org/10.1016/j.mineng.2006.03.012>

Pardo, S., Suarez, H., & Soriano, E. (2006). Tratamiento de efluentes: Una vía para la acuicultura responsable. *Revista MVZ Córdoba*, (1), 10.

Peña P, W. A., Escobar H., I. D., & Fernandez Mera, J. E. (2010). Determinación de la viabilidad en uso de geotextil no tejido como medio filtrante, en flujo horizontal, para la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes en efluentes de piscifactorías de trucha. *Journal de Ciencia E Ingeniería*, 02(02), 33–41.

Piedrahita, R. H. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226(1-4), 35–44. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00465-4](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00465-4)

- Sacramento, R.N. et al., (2015). Deep bed and cake filtration of two-size particle suspension in porous media. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 126, pp.201–210. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0920410514004057> [Accessed March 1, 2015].
- Sandoval J., Montaña A. (2008) *Evaluación de Parámetros de Diseño y Operación en la Piscícola “El Diviso” para la generación de alternativas de producción más limpia en el Desarrollo de la Piscicultura*. Universidad del Cauca. 102.
- Sharrer, M. J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J. a., & Summerfelt, S. T. (2007). Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 36(2), 159–176. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2006.10.003>
- Sharrer, M. J., Rishel, K., & Summerfelt, S. (2009). Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, 40(1), 1–10. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.10.001>
- Skonberg, D. I., Yogev, L., Hardy, R. W., & Dong, F. M. (1997). Metabolic response to dietary phosphorus intake in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 157(1-2), 11–24. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00141-5](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00141-5)
- Stewart, N. T., Boardman, G. D., & Helfrich, L. a. (2006). Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. *Aquacultural Engineering*, 35(2), 166–178. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2006.01.001>
- Sugiura, S. H., Raboy, V., Young, K. a., Dong, F. M., & Hardy, R. W. (1999). Availability of phosphorus and trace elements in low-phytate varieties of barley and corn for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 170(3-4), 285–296. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00414-1](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00414-1)
- True, B., Johnson, W., & Chen, S. (2004). Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: Assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering*, 32(1), 161–170. <http://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.08.004>
- Universidad del Cauca, U. del V., CREPIC, C. regional de P. e I. del C., & MADR, M. de A. y D. rural. (2010). Proyecto Estudio, Diseño y Evaluación

de un Prototipo de Estanque Piscícola.

Velazco, M., Lawrence, A., & Neill, W. (1996). *Oceandocs*. Recuperado el Abril de 22 de 2014, de Manejo de alimentación en estanques y alimentos amigables con el ambiente: <http://www.oceandocs.org/handle/1834/1892>

Venegas, P. a., Del P. Sobenes, C., & Ortiz, C. M. (2008). Efecto de tiempos de retención hidráulico de agua, en un sistema de cultivo experimental de un paso para trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*). *Informacion Tecnologica*, 19(6), 71–82. <http://doi.org/10.1612/inf.tecnol.3982it.07>

Woyanovich, a, Hoitsy, G., & Moth-Poulsen, T. (2011). *Small-scale rainbow trout farming. FAO fisheries and aquaculture technical paper*. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/015/i2125e/i2125e.pdf>

Zhang, S., Liu, J., Wei, S., Gao, J., Wang, D., & Zhang, K. (2006). Impact of aquaculture on eutrophication in Changshou Reservoir. *Chinese Journal of Geochemistry*, 25(1), 90–96. <http://doi.org/10.1007/BF02894800>

ANEXOS

ANEXO 1. Resultados obtenidos para las condiciones operativas del sistema a lo largo del muestreo.

Visita	Lavado (min)	Biometría		pH	T (°C)	Caudal del Filtración (mL/S)					
		Peso (g/pez)	Tamaño (cm)			8,55	Error (%)	12,8	Error (%)	21,4	Error (%)
1	15,00	-	-	7,84	16,30	8,418	1,546	11,65	8,984	20,68	3,376
2	15,00	96,87	19,5	7,80	15,83	8,669	1,389	12,6	1,563	21,13	1,246
3	14,00	-	-	8,00	15,40	8,582	0,377	12,82	0,156	21,42	0,075
4	13,00	115	23	7,90	14,60	8,653	1,205	12,75	0,422	21,23	0,794
5	11,00	-	-	7,79	15,55	8,615	0,76	12,7	0,755	21,37	0,148
6	11,00	125	24	7,56	14,60	8,749	2,322	12,7	0,755	21,5	0,467
Prom.	13,17	-	-	7,81	15,38	8,614	1,267	12,54	2,106	21,22	1,018
Min	11,00	96,87	19,5	7,56	14,60	8,418	0,377	11,65	0,156	20,68	0,075
Max	15,00	125,00	24	8,00	16,30	8,749	2,322	12,82	8,984	21,5	3,376
Desv. Tip	1,67	-	-	0,14	0,62	0,102	0,614	0,402	3,106	0,271	1,126
No	6	3	3	6	6	6	6	6	6	6	6

ANEXO 2. Variación de la concentración en SST y eficiencias de remoción para cada tasa de filtración.

Visita	Sólidos Suspendedos Totales						
	Tanque mg/L	Filtro 1: 2 m/H		Filtro 2: 3 m/H		Filtro 3: 5 m/H	
		mg/L	E.R %	mg/L	E.R %	mg/L	E.R %
1	60,00	1,2	98,00	0,80	98,67	1,60	97,33
2	42,50	1,0	97,65	1,00	97,65	1,50	96,47
3	281,43	1,5	99,47	2,00	99,29	3,00	98,93
4	221,11	0,63	99,72	0,63	99,72	1,18	99,47
5	306,32	0,67	99,78	0,67	99,78	1,54	99,50
6	384,80	1,33	99,65	2,00	99,48	9,03	97,65
Promedio	216,03	1,05	99,04	1,18	99,10	2,97	98,23
Min	42,50	0,63	97,65	0,62	97,65	1,18	96,47
Max	384,80	1,50	99,78	2,00	99,78	9,03	99,50
Desv. Tip	126,09	0,33	0,87	0,59	0,74	2,77	1,15
Var. Tip.	15899,27	0,11	0,77	0,35	0,55	7,68	1,31
N° Datos	6	6	6	6	6	6	6

ANEXO 3. Variación de la concentración en materia orgánica y nutrientes; eficiencias de remoción para cada tasa de filtración.

	Nitrógeno Total Kjeldahl							Fosforo Total							Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)								
	Ent. (mg/L)	Filtro 1: 2 m/H		Filtro 2: 3 m/H		Filtro 3: 5 m/H		Ent. (mg/L)	Filtro 1: 2 m/H		Filtro 2: 3 m/H		Filtro 3: 5 m/H		Ent. (mg/L)	Filtro 1: 2 m/H		Filtro 2: 3 m/H		Filtro 3: 5 m/H			
		Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %		Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %		Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %	Sal. (mg/L)	E.R %
1	0,21	0,02	89,79	0,07	68,33	0,11	46,87	0,16	0,02	86,96	0,03	81,71	0,02	85,32	25	18	28	20	20	23	8		
2	0,64	0,07	87,86	0,09	86,57	0,12	81,06	0,12	0,03	78,07	0,05	58,33	0,05	56,49	31	25	19,35	26	16,13	28	9,68		
3	1,68	0,57	65,93	0,57	65,93	0,59	65,05	0,15	0,04	70,4	0,05	68,93	0,06	56,1	35	20	42,86	21	40	25	28,57		
4	1,91	0,08	95,55	0,35	81,46	0,37	80,5	0,10	0,04	61,95	0,04	57,06	0,05	51,62	21	9	57,14	15	28,57	20	4,76		
5	1,78	0,93	47,62	1,16	34,98	1,27	28,52	0,05	0,02	51,07	0,02	51,07	0,03	46,72	18	6	66,67	16	11,11	17	5,56		
6	3,06	0,79	73,86	1,14	62,57	1,22	60,22	0,07	0,03	56,19	0,03	54,53	0,05	28,92	21	1	95,24	4	80,95	6	71,43		
Prom.	1,55	0,41	76,77	0,56	66,64	0,61	60,37	0,11	0,03	67,44	0,04	61,94	0,04	54,19	25,17	13,17	51,54	17	32,79	19,83	21,33		
Min	0,21	0,02	47,62	0,07	34,98	0,11	28,52	0,05	0,02	51,07	0,02	51,07	0,02	28,92	18	1	19,35	4	11,11	6	4,76		
Max	3,06	0,93	95,55	1,16	86,57	1,27	81,06	0,16	0,04	86,96	0,05	81,71	0,06	85,32	35	25	95,24	26	80,95	28	71,43		
Desv. Tip	0,92	0,37	16,44	0,45	16,53	0,47	18,49	0,04	0,01	12,43	0,01	10,41	0,01	16,73	6,01	8,43	25,28	6,83	23,45	7,10	23,80		
Var. Típ.	0,85	0,14	270,14	0,20	273,19	0,23	341,98	0,001	6,7E-5	154,58	0,0001	108,3	0,0002	279,83	36,14	71,14	639,27	46,67	550,06	50,47	566,53		
N° Datos	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6		

E.R: Eficiencia de remoción

Ent.: Condiciones a la entrada del tanque dosificador hacia los filtros.

Sal.: Condiciones a la salida de los filtros después del tratamiento..

ANEXO 4. Pruebas estadísticas de normalidad y significancia para Nutrientes y materia orgánica realizadas con SPSS 20.

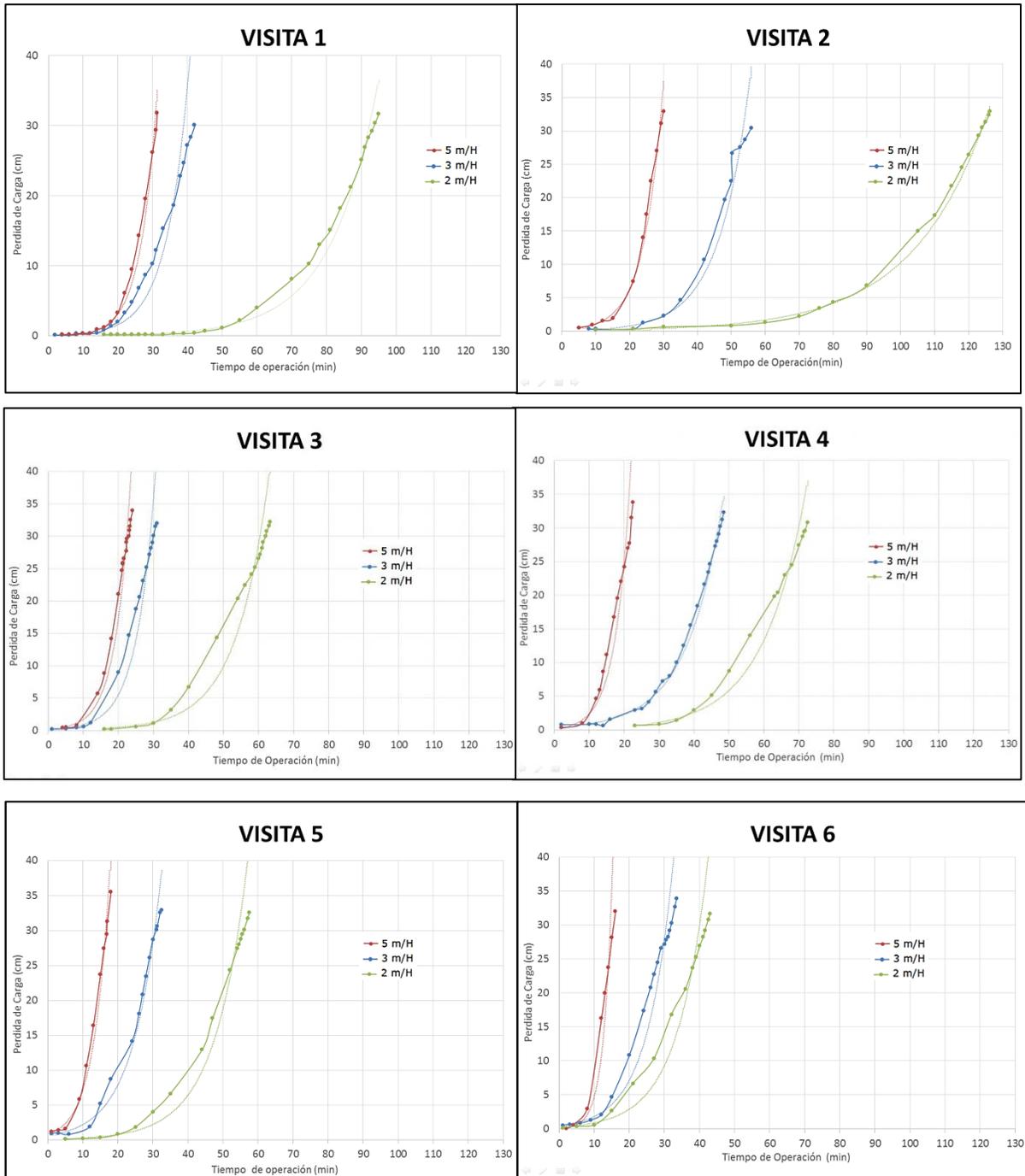
Parámetro	Normalidad ^a		Diferencia significativa de un factor sobre otro ^b									
			Pruebas Paramétricas					Pruebas No Paramétricas				
	Sig. S-W	Dis. Normal	Valor Sig. ANOVA	Diferencia Significativa	Sig. Post ANOVA (Tukey)			Valor Sig. K-W	Diferencia Significativa	Sig. Mann-Whitney		
					2m/h - 3m/h	2m/h - 5m/h	3m/h - 5m/h			2m/h - 3m/h	2m/h - 5m/h	3m/h - 5m/h
SST	0.006	No	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.234	No	N.A.	N.A.	N.A.
NTK	0.392	Si	0.340	No	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
PT	0.157	Si	0.434	No	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
DBO ₅	0.045	No	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0.101	No	NA.	N.A.	N.A.

N.A.: No Aplica

^a Se aplica la prueba de Shapiro-Wilk (S-W). La distribución es normal si el índice de significancia es mayor a $\alpha=0.05$ y se aplican pruebas de diferenciación estadística paramétricas, de lo contrario, no se encuentra una distribución normal en los datos y se aplican pruebas estadísticas no paramétricas (Intervalo de confianza: 95%)

^b Entre las pruebas paramétricas están la ANOVA, si su índice de significancia es mayor a $\alpha=0.05$ entonces no existe influencia estadística significativa entre los factores evaluados, de lo contrario se realiza una prueba post ANOVA. Así mismo, entre las no paramétricas se realizó la prueba de Kruskal- Wallis (K-W), si su índice de significancia es mayor a $\alpha=0.05$ entonces no existe influencia estadística significativa entre los factores evaluados, de lo contrario se realiza una prueba Mann- Whitney para evaluar independientemente los elementos de los factores. (Intervalo de confianza: 95%)

ANEXO 5. Desarrollo de la pérdida de carga en el tiempo de operación para cada visita realizada.



ANEXO 6. Valores individuales y estadística descriptiva del comportamiento de la duración de carrera teniendo en cuenta la configuración actual utilizada.

Ensayo	Duración de carrera (min) para cada velocidad de filtración (m/H) Pérdida de carga máxima: 30cm		
	2 m/H (min)	3 m/H (min)	5 m/H (min)
1	92,37	38,75	30,55
2	123,62	53,35	28,76
3	60,35	29,08	22,27
4	69,92	46,97	20,76
5	54,27	30,52	16,56
6	40,05	30,57	14,60
Media	69,48	39,34	23,21
Min	40,05	29,08	14,60
Max	123,62	55,38	36,92
Desv. Est.	25,48	10,42	7,452
Varianza	757,4	126,6	64,78
N° Datos	6	6	6