

## INVESTIGACIÓN

**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 piscifactorias de trucha.**Javier Ernesto Fernandez M<sup>1</sup>, Ivan David Escobar H<sup>2</sup> y Wilson Andres Peña P<sup>3</sup><sup>1</sup> Docente Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Cauca<sup>2</sup> Ingeniero Ambiental, Universidad del Cauca<sup>3</sup> Ingeniero Ambiental, Universidad del Cauca

Recibido: 30 de Mayo 2010; Revisado: 23 de junio de 2010; Aceptado: 14 de Julio de 2010

**Resumen—** En el presente estudio se evaluó el uso de geotextiles sintéticos no tejidos (NT 1600 de PAVCO) como medios filtrantes. Estos fueron ubicados al final del estanque de producción de trucha, y fueron operados a una velocidad de filtración de 7m/h. Los resultados muestran que la utilización de dos capas de este geotextil genera eficiencias de remoción en sólidos suspendidos en el rango de 27 a 63%, generando pequeños efectos sobre la pérdida de carga y en la operación del estanque, lo cual indica que su uso presenta un gran potencial para el control de la contaminación en estanques de trucha

*Palabras Clave: Control de contaminación de trucha, geotextiles no tejidos, efluentes piscícolas.*

**Abstract—** In the present study was evaluated the use of non-woven synthetic fabrics (NT 1600 of PAVCO) as filtration media. These were located at the end of the pond of trout production, and it was operated to a filtration rate of 7m/h. The results show that the use of two layers of this geo-textile generates removals efficiency in suspended solids in the range from 27 to 63%, generating small effects on the head loss, and the operation of the pond, that which indicates that its use presents a great potential in the control of the contamination in ponds trout.

*Keywords: Control of trout contamination, non-woven synthetic fabrics, fish farm effluent.*

## I. INTRODUCCIÓN

El enorme potencial hídrico en Colombia, ha generado que en los últimos años la acuicultura se haya venido desarrollando fuertemente para servir básicamente a dos propósitos: la seguridad alimentaria y la generación de ingresos. Pero el desarrollo de la acuicultura requiere de gran cantidad de recursos. Mundialmente los caudales utilizados en piscicultura intensiva (en estanques) varían entre 500 a 3000 L/s o más, cantidades que se consideran

bastante grandes, pero que son necesarias para el desarrollo óptimo de los peces y en este caso el de la trucha. Los estudios de esta especie han demostrado que las zonas más convenientes para el crecimiento de la trucha están por encima de los 2000m de altura, con temperaturas del agua entre 12°C y 18°C (Merino, 2005)[17]. En Colombia a estas alturas predominan ecosistemas de bosque andino y páramo, los cuales poseen un enorme potencial hídrico los cuales pueden ser aprovechados para la producción de trucha. En estas zonas ya se han establecido piscícolas que no realizan o presenta tratamiento parcial de sus efluentes, lo que conlleva a generar impactos ambientales negativos a las fuentes superficiales donde descargan.

Los subproductos generados en el proceso de producción de trucha se pueden dividir en dos grupos las excreciones branquiales y orina que se presentan como material diluido y las deyecciones fecales y residuos de alimento que se presentan como material suspendido. (Blanco 1995)[3].

El metabolismo de los peces genera grandes cantidades de residuos que se encuentran como material suspendido estos a su vez contienen nutrientes, los cuales llevan aproximadamente entre el 7 y 32% del nitrógeno total, el 30 a 84% del fósforo total y el remanente se encuentra como sólidos disueltos. También se genera materia orgánica biodegradable, que genera demanda bioquímica de oxígeno, la cual reduce los niveles de oxígeno disuelto en el efluente (Cripps y Bergueim, 2000)[9].

Estudios afirman que la formación de sólidos en las estaciones piscícolas está controlada por un pequeño número de factores variables específicos como la turbulencia, la concentración de los sólidos y la colonización microbiana (Brinker y Roßsch, 2005)[5].

La característica física más importante del material suspendido es el tamaño de las partículas. Un estudio realizado por Cripps (1995)[8], encuentra que la

mayoría de este material tiene un diámetro menor a 30µm, pero además afirma que las mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo se hallan cuando se tienen partículas más grandes de 30µm. Por otro lado, un estudio realizado por Maillard *et al.* (2005)[16], demuestra que cerca del 95% de las partículas en el efluente tienen un diámetro menor a 80 µm. Estas partículas tienen un tamaño y peso específico o densidad que permite que se puedan remover fácilmente del efluente por medio de procesos de sedimentación y/o filtración.

La industria acuícola en Europa y Estados Unidos ha usado la sedimentación primaria como tratamiento de estos efluentes, encontrando bajos tiempos de retención asociados con los grandes caudales que se manejan, reflejando la baja eficiencia de estos sistemas. Una alternativa a la sedimentación primaria es el uso de tambores y discos rotatorios los cuales se están usando en algunas granjas piscícolas de Europa y EEUU, debido a que estos sistemas atrapan satisfactoriamente las partículas en el efluente y resultan eficientes con flujos de agua relativamente altos (Cripps and Bergheim, 2000)[9]. Aun así las tecnologías de sedimentación y discos rotatorios requieren de grandes áreas e infraestructura que demanda altos costos.

El uso de geotextiles no tejidos 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 no tejidos prometen un medio filtrante más eficiente que la arena. Ya que pueden llegar a tener una área superficial específica de aproximadamente 20.000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, presentando coeficientes de filtración bastante altos, (Fernández *et al.*, 2001)[12]. Debido a su porosidad mayor al 90%, poseen una alta permeabilidad, lo que permite un rápido paso del agua a través de su plano (Geosistemas Pavco, 2008)[13], a la vez que retiene de manera eficaz las partículas (incluso las más finas) ya que poseen un tamaño de abertura aparente desde 35 µm en adelante (Piegari, 2005)[20].

El objetivo principal de esta investigación fue determinar la viabilidad del uso del geotextil no tejido NT1600, de Pavco como medio filtrante en flujo horizontal, para la remoción de sólidos suspendidos en efluentes de piscifactorías de trucha.

Debido a que actualmente no existen estudios relacionados con el uso de geotextiles como medio filtrante en flujo horizontal, esta investigación se formuló de manera exploratoria. Ya que la determinación de la viabilidad de este tipo de materiales para tratamiento de los efluentes de piscifactorías de trucha puede dar una visión de la eficiencia de estos sistemas.

## II. MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la estación piscícola de Chiliglo, ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé, Cauca. Situado a 2.850 m de altitud, tiene una temperatura media anual de 16 °C, condiciones climáticas aptas para el cultivo de la trucha arcoíris.

La estación cuenta con 14 estanques en tierra para iniciación, levante y engorde, de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y uno adicional para pesca deportiva. El flujo de agua es constante, con un caudal promedio de 3.5 L/s para cada estanque.

**Tabla 1. Características del geotextil NT 1600**

Propiedad	Valores
Espesor (mm)	1.4
Porosidad %	>90%
Tamaño de abertura aparente (µm)	180
Permeabilidad (cm/s)	0.42
Espesor total (mm)	3

El sistema estudiado consta de un estanque con paredes en tierra y con fondo revestido en concreto, con un filtro geotextil ubicado al final del estanque (un metro antes de la tubería de salida), la entrada y salida de agua se efectúan por tuberías de 4 pulgadas de diámetro. (ver figura 1) El sistema de filtración consiste en un marco de madera, que contiene dos geotextiles no tejidos PAVCO de referencia NT 1600. Las características del geotextil se encuentran en la tabla 1.

### 2.2 Toma de muestras

Con el objetivo de evaluar la eficiencia de remoción en sólidos suspendidos en el estanque y evaluar el impacto en el control de la contaminación por nutrientes y materia orgánica con el uso de un geotextil (NT 1600 de Pavco) se realizaron dos periodos de evaluación cada uno de cinco días. Antes. El primer periodo de evaluación se inició inmediatamente después de haber realizado la limpieza del estanque y la introducción de 1000 peces juveniles de 150 gr. La limpieza consistió en el retiro del lodo del fondo del estanque. Para el segundo periodo el estanque tenía un funcionamiento de un mes. En cada periodo se tomó muestras de agua antes y después del geotextil para determinar las variaciones de sólidos suspendidos, DBO<sub>5</sub>, DQO, fósforo total y nitrógeno total. Además se tomaron parámetros de apoyo como pH, oxígeno disuelto, temperatura y turbiedad. La frecuencia de muestreo fue diaria, durante los dos periodos de evaluación.

Todos los análisis se realizaron en el laboratorio de ingeniería ambiental de la Universidad del Cauca conforme a los métodos analíticos descritos en el

Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater.



Figura 1 Sistema de filtración estudiado

### 2.3 Comportamiento hidráulico del sistema

Se estudió la pérdida de carga generada por el medio filtrante, instalando dos piezómetros, antes y después del filtro, determinando su magnitud por diferencia de niveles. Esta medida se efectuó a un caudal que se mantuvo casi constante de 3.4 l/s. Debido al efecto que produce una variación del caudal sobre la pérdida de carga, se realizó un seguimiento con una mayor frecuencia de este parámetro, su medición fue realizada por el método volumétrico.

## III. RESULTADOS

### 3.1 Parámetros hidráulicos

En la tabla 2 se presentan la estadísticas descriptivas de los caudales medidos en los dos periodos de evaluación; también se incluyen los datos estimados de velocidad de filtración y carga superficial, generadas por los caudales que se presentaron durante el estudio.

Tabla 2. Valores medios de los Parámetros hidráulicos.

	Caudal (L/s)		Velocidad Filtración (m/h)	
	Periodo 1	Periodo 2	Periodo 1	Periodo 2
Promedio	3,38	3,39	6,75	6,78
Desviación E.	0,12	0,21	0,22	0,41
Máximo	3,52	3,66	7,00	7,32
Mínimo	3,27	3,1	6,54	6,20
No. Datos	25	25	25	25

### 3.2 Caudal y Velocidad de Filtración

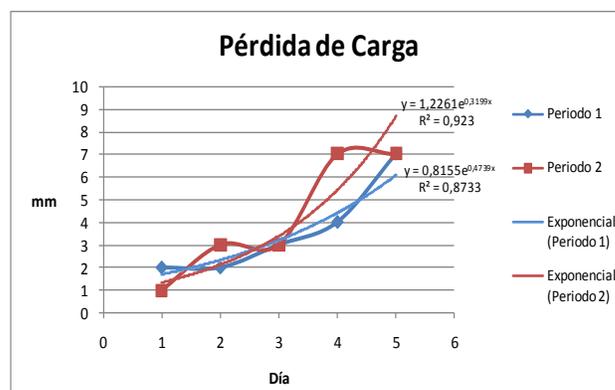
Los datos de caudal promedio para cada periodo de muestreo se lograron mantener con muy baja variación durante todo el estudio, en valores cercanos a 3.4 L/s. Con base en el caudal manejado y las dimensiones del estanque se estimó la velocidad de flujo promedio en el estanque, la cual alcanzó los 6.78 m/h (0.19 cm/s) que es una velocidad bastante baja en comparación con la sugerida por Blanco (1995)[3] de 108 m/h (3 cm/s), para evitar la sedimentación de partículas en el estanque. Por lo tanto, se puede inferir que en el estanque se presenta una alta sedimentabilidad, de acuerdo a las condiciones mencionadas.

Dadas las condiciones hidráulicas encontradas se puede corroborar que el estanque se comporta como un sedimentador convencional, ya que la carga superficial que se presenta en el estanque estuvo en un promedio de 12.40 m/d menor a la carga superficial establecida de 33 m/d y el tiempo de retención está por encima de 1.5 horas, considerando los criterios de diseño de un sedimentador de flujo horizontal (Crites y Tchobanoglous, 2000)[11]

### 3.3 Pérdida de carga hidráulica

El desarrollo de la pérdida de carga a través del tiempo se presenta en la figura 2. En un periodo de 5 días de funcionamiento, el filtro geotextil muestra un crecimiento de forma exponencial, con coeficientes de correlación  $R^2$  de 0.87 y 0.92 para los periodos uno y dos respectivamente. Este comportamiento es similar al reportado por Fernández *et al* (2001)[12] en filtros lentos de arena, utilizando geotextiles NT 1400 y NT 2000.

Figura 2. Comportamiento de la pérdida de carga en los dos periodos de muestreo.



Como se aprecia en la figura 5, la pérdida de carga máxima en el geotextil alcanzó los 7 mm durante los cinco días del seguimiento en cada periodo. Teniendo en

cuenta que el estanque tiene un borde libre de 30 cm, la pérdida de carga ocasionada por la acción del geotextil puede ser considerada como mínima, ya que no genera grandes represamientos, ni afecta la operación del estanque.

La razón de esta baja alteración en el nivel de agua, se puede atribuir a la alta porosidad del geotextil NT 1600, la cual se reporta mayor a 90% (Geosistemas Pavco, 2008)[13], que permite una mayor acumulación de lodo en el tamiz sin ocasionar una obstrucción significativa del medio filtrante en el tiempo. Así mismo, si se mantiene una velocidad de filtración cercana a los 6.78 m/h, no se generan pérdidas considerables por el geotextil, en un tiempo de operación de 5 días. Esto contribuye a que, aparte del proceso de filtración ejecutado por las mantas, ocurra el proceso de sedimentación en el estanque. Las bajas velocidades de flujo en estanque, así como las cargas superficiales que se presentan, permiten suponer que las condiciones del flujo al interior del estanque facilitan la sedimentación de las partículas, lo cual reduce la cantidad de sólidos que llegan hasta el geotextil.

Parámetro	Ubicación	prom	desv	máx	mín	No. Dat
Fóidos Suspendidos (mg/L)	Antes	9,40	5,25	21,0	3,00	10
	Después	3,20	1,23	6,00	2,00	10
Turbiedad (NTU)	Antes	5,00	0,67	6,00	4,00	10
	Después	3,80	0,42	4,00	3,00	10
Oxígeno disuelto (mg/L)	Antes	7,95	0,54	8,80	7,40	10
	Después	7,96	0,65	9,20	7,40	10
DQO (mg/L)	Antes	10,54	2,75	13,1	6,20	5
	Después	5,56	1,84	8,60	3,70	5
DBO5 (mg/L)	Antes	2,37	0,41	2,86	2,00	5
	Después	1,77	0,35	1,99	1,17	5
PT (mg/L)	Antes	0,08	0,02	0,10	0,06	5
	Después	0,06	0,02	0,08	0,02	5
NT (mg/L)	Antes	ND		ND	ND	5
	Después	ND		ND	ND	5
pH	Antes			7,58	6,75	10
	Después			7,67	6,74	10

Tabla 3. Valores medios obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del primer periodo de muestreo.

### 3.4 Sólidos Suspendidos

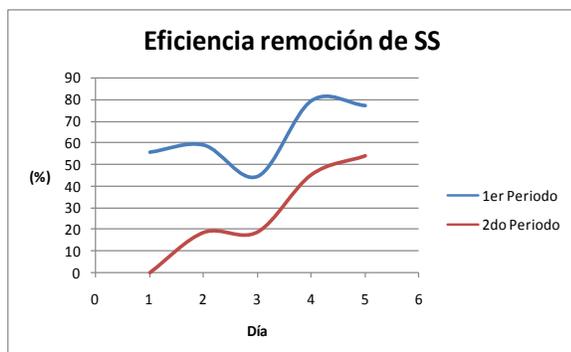
Los resultados obtenidos de sólidos suspendidos (SS) en los dos periodos de muestreo se obtuvieron bajo condiciones normales en el estanque (reposo). Las concentraciones que se encontraron antes del tamiz varían desde 4.5 mg/L hasta 15.5 mg/L con promedios de 9.4 mg/L para el primer periodo y de 10.6 mg/L en el segundo periodo de muestreo. Las concentraciones de SS que se encontraron después del proceso de filtración con el tamiz se encuentran en el rango de 2 - 11 mg/L con promedios de 3.20 mg/L para el primer periodo y 7.70 mg/L para el segundo periodo de muestreo. Un análisis de anova comparado las calidades de agua antes y después de la manta mostró ( $P < 0.05$ ) que estas presentan diferencias significativas, lo cual indica que la manta genera un efecto positivo en la retención de sólidos suspendidos.

En la figura 3 se pueden observar en las curvas de SS del primer y segundo periodo de muestreo ciertas fluctuaciones en el comportamiento de los sólidos a través del tiempo, aunque se puede diferenciar una remoción de los sólidos, encontrando eficiencias entre 44 y 79% en el primer muestreo, con un promedio de 58%, y desde 0 hasta 54% en el segundo muestreo, con un promedio de 35%. Un estudio de anova mostró ( $P < 0.05$ ) que las eficiencias de los periodos presentan diferencias significativas. Esta diferencia al parecer esta asociada a la permanencia del lodo dentro del estanque; para el segundo periodo el estanque tenía una acumulación de lodo de mes, por lo cual se espera que los tamaños de partícula disminuyan con el tiempo por efecto de fuerzas destructivas como la turbulencia generada por los peces y la degradación biológica generada por la colonización de microorganismos en el lodo (Wong y Piedrahita, 1999)[26]. Esta disminución de tamaños puede explicar la disminución global de la eficiencia encontrada en el segundo periodo.

Tabla 4. Valores medios obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del segundo periodo de muestreo

parámetro	ubicación	prom	desv	máx	mín	No. Dat
Sólidos Suspendidos (mg/L)	Antes	10,60	3,89	17,00	5,00	10
	Después	7,70	4,67	16,00	2,00	10
turbiedad (NTU)	Antes	6,20	1,34	7,60	4,40	10
	Después	5,04	1,24	6,98	3,47	10
oxígeno disuelto (mg/L)	Antes	7,19	0,90	8,90	6,10	10
	Después	7,09	0,69	7,80	6,00	10
DQO (mg/L)	Antes	20,78	6,59	28,50	13,90	5
	Después	20,38	9,72	36,70	12,30	5
DBO5 (mg/L)	Antes	3,44	0,44	3,99	2,91	5
	Después	2,84	1,08	4,47	1,57	5
PT (mg/L)	Antes	0,10	0,02	0,13	0,09	5
	Después	0,09	0,01	0,11	0,08	5
NT (mg/L)	Antes	0,09	0,01	0,11	0,08	5
	Después	0,31	0,09	0,37	0,16	5
pH	Antes			6,80	6,59	6
	Después			6,90	6,70	6

A= antes del Geotextily D= después del Geotextil



**Figura 3.** Eficiencias de remoción para sólidos suspendidos

Como se muestra en la figura 3, se presenta una tendencia al incremento de la eficiencia de retención de sólidos suspendidos en el tiempo, aunque en ambos periodos se presenta una disminución de la eficiencia en el tercer día. Este incremento puede ser explicado por el aumento en la superficie específica que se genera durante el proceso de acumulación de sólidos en la manta. Durante cada periodo de muestreo se observó que en la superficie opuesta al flujo de entrada del geotextil (ver figura 4) se acumuló una capa de sólidos, los cuales pueden generar un incremento en la superficie específica y mejorar de esta manera la eficiencia en la retención de sólidos. Sin embargo esta capa de sólidos podría ser muy susceptible al desprendimiento dado que se forma en el

lado opuesto de la manta, lo cual podría explicar la reducción de la eficiencia que se presenta en el tercer día en los dos periodos evaluados



**Figura 4** Formación de biopelícula en la superficie opuesta del geotextil

De otra parte, teniendo como referencia las eficiencias de tratamiento publicadas para sólidos suspendidos, utilizando tamices en discos rotatorios de varios tamaños de poro, se puede inferir que los resultados obtenidos con las mantas de geotextil, son similares a los encontrados por Ulgenes (1992)[24], quien reportó un amplio rango de eficiencias en remoción de SS entre 16% y 94%, probando tamices con tamaños de poro entre 250 y 120  $\mu\text{m}$ .

### 3.5 Materia Organica (MO)

En relación a la demanda química de oxígeno (DBO) en el estanque, se encontraron concentraciones promedio antes del geotextil de 2.37 mg/l y 3.44mg/l para el primer y segundo periodo respectivamente. Estos valores determinados son similares a los reportados por Maillard *et al*, (2005)[16] en Virginia (USA) en tres granjas truchícolas, las concentraciones promedio en DBO reportadas a la salida del estanque fueron de 1.5, 2.1, 2.5 mg/L.

Para el caso de la demanda química de oxígeno (DQO), en un estudio realizado en la piscifactoría el Diviso por Montaña y Sandoval (2008)[18], las concentraciones promedio de DQO reportadas a la salida de un estanque fueron de 4.67, 7.60, 10.6 mg/L.

En este estudio se encontraron que las concentraciones en DQO varían desde 3 mg/L hasta 13 mg/L para el primer periodo. Para el segundo periodo de muestreo varían entre 12.3 - 28.5 mg/L con un promedio de 20.78 mg/L. Como se pudo observar las concentraciones en materia orgánica para el segundo periodo de muestreo son considerablemente más altas, debido a que las

condiciones iniciales en el estanque cambiaron ya que tenía alrededor de un mes de uso, desde el último lavado. Por lo tanto, se esperaba una mayor acumulación de residuos orgánicos por los procesos metabólicos de los peces, el alimento no consumido, y los procesos de degradación orgánica que en todos estos constituyentes se llevan a cabo.

Las eficiencias de remoción en MO que se hallaron varían de forma considerable, desde eficiencias negativas (donde hay un aumento en la carga orgánica después del filtrado) hasta llegar a un 57 % y 60% de remoción en DBO y DQO respectivamente (Ver figuras 5 y 6)

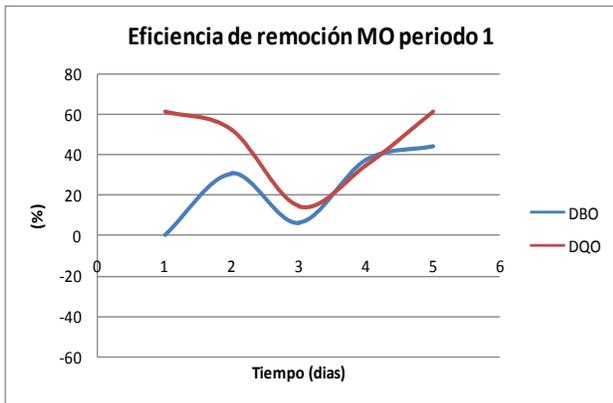


Figura 5. Eficiencia en DBO y DQO en P1

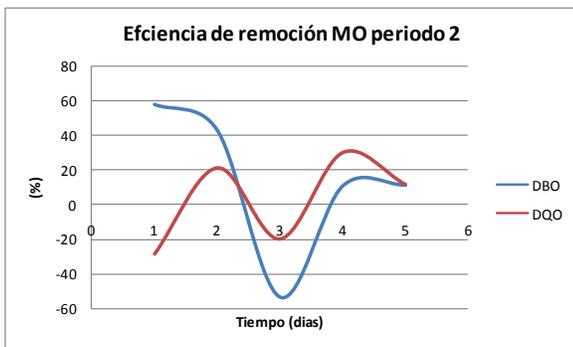


Figura 6. Eficiencia en DBO y DQO en P2

Como se puede observar al tercer día hay una disminución considerable en las eficiencias de remoción, tanto en el primer periodo como en el segundo; Este comportamiento de la DBO y DQO después del tamiz geotextil puede deberse al fenómeno de trasvase de material orgánico que se desprendió de la capa de lodo formada en la parte posterior del tamiz ocasionando que la carga de MO aumentara después del proceso de filtración.

Este fenómeno es mucho más representativo en el periodo 2 debido a que, como se explicó anteriormente, el estanque llevaba un tiempo de producción más largo y tenía mayor contenido de materia orgánica generada por

las deyecciones fecales de las truchas y alimento no consumido, la cual se acumula en el fondo del estanque y continuamente es resuspendida por los fenómenos de turbulencia. Este aumento de material orgánico ocasiona un incremento en el volumen del lodo adherido al geotextil y en su defecto, los fenómenos de trasvase tienden a ser mayores y con una carga orgánica más alta.

A pesar de la disminución de la eficiencia en el día 3, la tendencia es a ir en aumento a través del tiempo, hasta que suceda otro posible trasvase de materia orgánica proveniente del geotextil.

En el primer periodo de muestreo las eficiencias de remoción varían desde 0.5 - 44% y de -53% a 57% en el segundo muestreo. Comparando con otros estudios, estos amplios rangos son muy comunes en este tipo de análisis. Por ejemplo, un estudio realizado por Cripps (1994)[7] utilizando tamices con tamaño de poro de 60µm en tambores rotatorios, removieron entre el 21%-80% del total de la DBO.

Al promediar las eficiencias de remoción de DBO se encuentra que hubo una remoción de 25% y 17% para el primer y segundo muestreo respectivamente, lo cual coincide con un estudio realizado por Kelly *et al.* (1997)[15], que reportó una remoción de hasta un 21% de la DBO con un tamiz de tamaño de poro de 60µm.

Se considera que el control de la contaminación de estos efluentes por materia orgánica con el uso de geotextiles tiene un impacto importante, ya que mucha de la materia orgánica que se halla en este tipo de efluentes se encuentra en los SS (Amirtharajah y O'Melia, 1990) [1]; por lo tanto, las eficiencias obtenidas en DBO y DQO podrían estar asociadas a la remoción de los sólidos suspendidos.

### 3.6 Nitrogeno Total

Los resultados obtenidos en el primer periodo muestran que las concentraciones de nitrógeno que se encuentra en el estanque no fueron detectadas por el método utilizado. Para el segundo periodo de muestreo, los valores de nitrógeno fueron detectables, en concentraciones entre 0.15mg/l y 0.40 mg/l con un promedio de 0.31 mg/L

En un estudio realizado por Cripps y Kelly (1996)[10] encontraron que la concentración de nitrógeno total (NT) en efluentes piscícolas esta alrededor de 1.4 mg/L. Por otro lado, el Water Quality Institute de Dinamarca (citado por Blanco, 1995)[3] presenta las concentraciones habituales de nitrógeno total en efluentes de piscifactorías danesas, las cuales se hallan entre 0.5 mg/L y 4 mg/L. Según esto, la concentración promedio hallada en este estudio es un 38% menor a la mínima reportada.

Las condiciones encontradas en este estudio muestran que la temperatura está alrededor de los 12 °C, el pH entre 6.5 y 7.5, y la concentración de oxígeno disuelto se encuentra por encima de 6.5 mg/L. Teniendo en cuenta estas condiciones y de acuerdo con Blanco (1995)[3], podemos afirmar que la mayoría del nitrógeno en el estanque se encuentra en forma ionizada  $\text{NH}_4^+$ , ya que las temperaturas bajas y los valores de pH neutros aumentan la concentración de ion amonio en las aguas.

El proceso de nitrificación biológica realizada por las bacterias autótrofas transforman la concentración de la carga amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) a nitratos, si el sistema tiene buenas concentraciones de oxígeno disuelto (Blanco, 1995)[3]. Por lo tanto, de acuerdo a los datos obtenidos de oxígeno disuelto y a las condiciones de temperatura y pH anteriormente mencionadas, se puede inferir que este proceso de nitrificación ocurre en el estanque, lo que se ve reflejado en las bajas concentraciones de nitrógeno encontradas efectuando la prueba NTK que mide sólo el nitrógeno capaz de ser nitrificado, no incluye por tanto, nitritos y nitratos

Con respecto a la remoción de nitrógeno total en el geotextil, se encontraron eficiencias que varían desde 0 hasta 13.5% (ver figura 7)

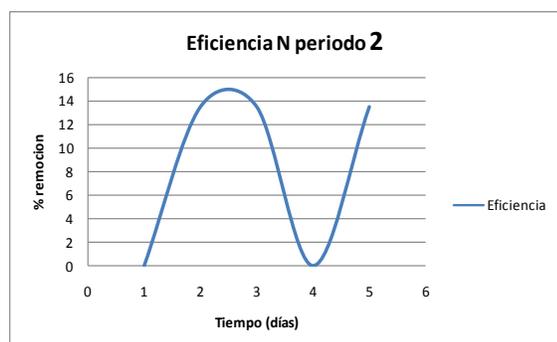


Figura 7. Eficiencia de remoción de nitrógeno en P2

Teniendo en cuenta que estos resultados se obtuvieron usando un geotextil de tamaño de poro de 180  $\mu\text{m}$ , estas eficiencias son cercanas a los reportadas por Cripps (1995)[8], que utilizó membranas con tamaños de poro más pequeñas, entre 60  $\mu\text{m}$  y 100  $\mu\text{m}$ , encontrando eficiencias que varían desde 14% hasta 23%. Por otro lado, autores como Bergheim *et al* (1991)[2] y Ulgenes (1992)[24], usaron tamices con tamaños de poro entre 60  $\mu\text{m}$  y 350  $\mu\text{m}$  en dispositivos rotatorios, encontrando eficiencias de remoción desde 1% hasta 49%.

Estudios previos con trucha arcoíris (Skonberg *et al.*, 1997; Bureau and Cho, 1999; Sugiura *et al.*, 1999)[21][6][22], indican que el porcentaje de nitrógeno en las heces se encuentra en un rango de entre 3.6% a 35%. Otros estudios realizados por Braaten (1991)[4] y

Heinen *et al.* (1996)[14] en 6 países nórdicos, afirman que el 85% del nitrógeno que se encuentra en este tipo de estanques piscícolas se encuentra en solución y el otro 15 % se encuentra en el material particulado como sólidos suspendidos. De acuerdo a las eficiencias encontradas y con base en lo citado anteriormente, se puede inferir que el porcentaje de remoción de nitrógeno se debe a la pequeña porción de nitrógeno en los sólidos suspendidos que fueron retenidos en el geotextil.

### 3.7 Fosforo Total

La forma en que se encuentra el fósforo en los efluentes piscícolas, según estudios realizados por Braaten (1991)[4] y Heinen *et al.* (1996)[14] reportan que entre el 50–85% del fósforo está en forma de material particulado. Según varios autores (Skonberg *et al.*, 1997; Bureau and Cho, 1999; Sugiura *et al.*, 1999, Piedrahita, 2003) [21][6][22][19], el rango de retención de fósforo por parte de los peces está entre el 17 y 40 %, porcentajes expresados en relación al contenido de fósforo en el alimento, estimado que la mayor parte de este componente sale en las heces fecales del pez. Esto significa que el fósforo en los efluentes de la producción de trucha básicamente se presenta en forma suspendida.

Los resultados de fósforo total (PT) durante el estudio varían entre 0.024 mg/L y 0.125 mg/L. Las concentraciones más altas se encontraron en el segundo periodo de muestreo, debido a las razones expuestas anteriormente en relación al tiempo de uso del estanque. Estos valores de fósforo total se encuentran cerca al rango de valores usuales para efluentes de piscifactorías de trucha entre 0.05 - 0.15 mg/L, valores reportados por el Water Quality Institute de Dinamarca (citado por Blanco, 1995)[3].

En la figura 8 se presentan las eficiencias de remoción en fósforo alcanzadas con el geotextil, las cuales varían entre 4 - 72%. A medida que pasa el tiempo, la remoción de fósforo tiende a aumentar. Se observa la misma tendencia en comparación con las curvas de eficiencia de sólidos suspendidos.



Figura 8. Eficiencia de remoción de fosforo en P1 y P2

Como se puede observar en la figura 8 en el día 3 hay una reducción significativa de la eficiencia para ambos periodos. Se encuentran eficiencias en remoción de fósforo total de 4,3% y 9,1 % para los periodos 1 y 2 respectivamente, esta reducción en la eficiencia coincide con las curvas de eficiencia en sólidos suspendidos, sobre todo para el periodo 1, en donde al tercer día se presentó una disminución considerable de la remoción (ver figura 4) ocasionada por el fenómeno de desprendimiento del lodo explicado anteriormente, comprobando la estrecha relación que existe entre los sólidos suspendidos y el contenido de fósforo.

Al comparar los rangos de eficiencias de remoción en fósforo obtenidos en este estudio, que varían desde 4% hasta un 72% se puede observar que los resultados son similares a los reportados por Ulgenes (1992)[24] con eficiencias entre 18-65%, utilizando tamices con tamaños de poro entre 120 y 250  $\mu\text{m}$ , rango en el que se encuentra el tamaño de abertura aparente del geotextil NT 1600 utilizado en este estudio.

Varios investigadores han estudiado el uso de la filtración mecánica con tambores rotatorios de tamices de tamaño de poro de 60  $\mu\text{m}$  para la remoción de los constituyentes piscícolas, encontrando eficiencias de remoción de fósforo muy variables. Tal es el caso de Ulgenes y Eikebrokk (1992)[25] y Twarowska *et al.* (1997)[23], que reportan rangos de remoción entre 21% y 86%, y Cripps (1994)[7] con una remoción entre 47% y 84%. Hay que tener en cuenta que las remociones reportadas por estos autores se obtuvieron con filtros de tamaños de poro más pequeños que el de los geotextiles usados en este estudio, además que estos dispositivos y materiales llevan décadas de estudio y análisis

#### IV. CONCLUSIONES

El uso de mantas de geotextil no tejida NT1600 como medio filtrante en flujo horizontal para la remoción de sólidos suspendidos en efluentes de piscifactorías de trucha demuestra ser una alternativa viable, para velocidades de filtración cercanas a los 7 m/h, en un periodo de funcionamiento de cinco días.

La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en un estanque de trucha, utilizando 2 mantas de geotextil con tamaños de poro aparente de 180  $\mu\text{m}$ , muestran valores promedio de 63% y 27% en los periodos de muestreo, variando en un amplio rango, de 0 hasta 79% a razón del tiempo de funcionamiento del filtro

La pérdida de carga hidráulica generada en las mantas, dadas las condiciones indicadas anteriormente, se incrementa hasta valores de 7 mm, en un periodo de funcionamiento de 5 días, lo que no afecta la operación normal del estanque.

El control de la contaminación por nutrientes y materia orgánica en el estanque, efectuado por el geotextil, muestra resultados significativos en términos de remoción: 0-13.5% en nitrógeno total, 4-72% para fósforo total y 0-60% de materia orgánica.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia, a la Universidad del Cauca, al Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca - CREPIC y a la Piscícola Chiliglo, quienes vienen apoyando el proyecto ESTUDIO, DISEÑO Y EVALUACION DE UN PROTOTIPO DE ESTANQUE PISCICOLA, en el marco del cual se presenta este documento.

#### REFERENCIAS

- [1] AMIRTHARAJAH, A., O'MELIA, C.R., 1990. Coagulation processes: destabilisation, mixing and flocculation. In: Pontius, F.W. (Ed.), *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. McGraw-Hill, New York, pp. 269–365.
- [2] BERGHEIM, A., TYVOLD, T., SEYMOUR, E.A., 1991. Effluent loadings and sludge removal from landbased salmon farming tanks. In: *Proceedings of Aquaculture Europe'91: Aquaculture and the Environment International Aquaculture Conference*, Dublin, Ireland, 10–12 June, 1991. EAS Special Publ. 14. EAS, Bredene, Belgium, p. 27.
- [3] BLANCO C. La trucha – cría industrial. Ediciones Mundiprensa. Madrid, España. 1995. p. 32-39, 61-87, 205-245, 361-377.
- [4] BRAATEN, B., 1991. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients, effects, and wastewater treatment. In: De Pauw, N., Joyce, J.N. (Eds.), *Aquaculture and the Environment*. European Aquaculture Society Special Publication 16, Ghent, Belgium, pp. 79–101.
- [5] BRINKER, A., ROSSCH, R., 2005. Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. *Aquacultural Engineering* 33 (2005) 1-19.
- [6] BUREAU, D.P., CHO, C.Y., 1999. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture* 179, 127–140.
- [7] CRIPPS, S.J., 1994. Minimizing outputs: treatment. *J. Appl. Ichth.* 10, 284–294.
- [8] CRIPPS S.J., 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an

- aquacultural effluent. *Aquaculture* 133 ( 1995) 323-339.
- [9] CRIPPS, S.J., BERGHEIM, A., 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aqua. Eng.* 22, 33–56.
- [10] CRIPPS, S.J., KELLY, L.A., 1996. Reductions in wastes from aquaculture. In: Baird, D.J., Beveridge, M.C.M., Kelly, L.A., Muir, J.F. (Eds.), *Aquaculture and Water Resource Management*. Blackwell, Oxford, pp. 166–201.
- [11] CRITES, R., TCHOBANOGLIOUS, G., Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Editorial Mc Graw Hill, Colombia. 2000. P. 309-311
- [12] FERNÁNDEZ J., LATORRE J., BERON F., MUÑOZ N Y VARGAS V. “Uso de mantas sintéticas y naturales en filtración lenta en arena, una experiencia en ambientes tropicales” Artículo científico, Instituto Cinara, Universidad del valle, 2001. p. 1-8 <http://cinara.univalle.edu.co/archivos/pdf/77.pdf> visitada en septiembre 2007
- [13] Geosistemas pavco 2008., Funciones y aplicaciones de geotextiles tejidos y no tejidos. [http://www.pavco.com.co/files/data/20080902124448\\_s\\_1.pdf](http://www.pavco.com.co/files/data/20080902124448_s_1.pdf)
- [14] HEINEN, J.M., HANKINS, J.A., ADLER, P.R., 1996. Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher energy or a lower-energy diet. *Aquacult. Res.* 27, 699–710.
- [15] KELLY, L.A., BERGHEIM, A., STELLWAGEN, J., 1997. Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. *Aquacult. Int.* 5, 65–78.
- [16] MAILLARD V., BOARDMAN G., NYLAND J., KUHN D. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms *Aquacultural Engineering* 33 (2005) 271–284.
- [17] MERINO M., 2005. El cultivo de la trucha arco iris “*Oncorhynchus mykiss*”, Instituto Colombiano de desarrollo Incoder, Ministerio de agricultura y desarrollo rural.
- [18] MONTAÑO A. SANDOVAL J. 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. (trabajo de grado). Universidad del Cauca, Colombia. 2008. p. 28-35, 53,54
- [19] PIEDRAHITA R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation *Aquaculture* 226, 35–44.
- [20] PIEGARI WALTER 2005. Cátedra de cimentaciones “geosintéticos”; universidad tecnológica nacional; facultad regional Buenos aires, p. 4-8,28 <http://carreras.frba.utn.edu.ar/civil/cimentaciones/Geosinteticos.pdf>
- [21] 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, 11 –24
- [22] 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, 285–296.
- [23] TWAROWSKA, J.G., WESTERMAN, P.W., LOSORDO, T.M., 1997. Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system. *Aquacult. Eng.* 16, 133–147.
- [24] ULGENES, 1992. Undersøkelse av utslippsmengder, renseutstyr og slambehandlingsmetoder ved settefiskanlegg. Delrapport I: Renseeffekt og driftserfaring med HYDROTECH trommelfilter. Report No. STF60 A92071. SINTEF, Trondheim, Norway, 25 pp.
- [25] ULGENES, Y., EIKEBROKK, B., 1992. Undersøkelse av utslippsmengder, renseutstyr og slambehandlingsmetoder ved settefiskanlegg. Hovedrapport. Report No. STF60 A93051. SINTEF, Trondheim, Norway, 66 pp.
- [26] WONG, K.B., PIEDRAHITA, R.H., 1999. Settling Velocity Characterization Of Aquacultural Solids. *Aquacult. Eng.* 21, 233–246.

**Javier Ernesto Fernández Mera:** Doctorado en Ingeniería Universidad del Valle, M.Sc. Ingeniero Sanitario. IHE Institute. Docente Departamento de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad del Cauca.

**Ivan David Escobar Hernandez:** Ingeniero Ambiental de la Universidad del Cauca, con experiencia en gestión integral del recurso hídrico, diagnostico ambiental de microcuencas, pedagogía de la formación profesional bajo el enfoque de competencias. Docente del centro de teleinformática y producción industrial del Sena regional cauca en los programas tecnológicos de control ambiental y gestión ambiental en las áreas de producción mas limpia, hidráulica, control de vertimientos y control de residuosos solidos.

**Wilson Andres Peña Prado:** Ingeniero Ambiental de la Universidad del Cauca, con experiencia en diagnostico ambiental de microcuencas, bioremediación, análisis de aguas, Agroecología y Desarrollo Rural