

**DETERMINACIÓN DE LA VIABILIDAD DEL 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.**



**Wilson Andrés Peña Prado
Iván David Escobar Hernández**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYAN
2009**

**DETERMINACIÓN DE LA VIABILIDAD DEL 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.**

**Wilson Andrés Peña Prado
Iván David Escobar Hernández**

**Proyecto de grado
Para aspirar al título de
Ingeniero Ambiental**

**Director del Trabajo:
Ing. JAVIER FERNÁNDEZ M. MSc.**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYAN
2009**

CONTENIDO

Pág.

GLOSARIO	8
INTRODUCCIÓN.....	10
1. PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN	12
2. OBJETIVOS	15
3. MARCO TEÓRICO	16
3.1. PISCICULTURA INTENSIVA	16
3.2. CULTIVO DE LA TRUCHA ARCO IRIS.....	16
3.3. ETAPAS DE CULTIVO	16
3.3.1. <i>Alevinaje</i>	<i>16</i>
3.3.2. <i>Engorde</i>	<i>17</i>
3.3.3. <i>Cosecha</i>	<i>17</i>
3.4. RECURSO HÍDRICO UTILIZADO	17
3.4.1. <i>Temperatura.....</i>	<i>18</i>
3.4.2. <i>Oxígeno disuelto</i>	<i>18</i>
3.4.3. <i>pH o potencial de hidrógeno</i>	<i>19</i>
3.4.4. <i>Material en suspensión</i>	<i>19</i>
3.4.5. <i>Propiedades químicas.....</i>	<i>20</i>
3.5. ALIMENTACIÓN	20
3.5.1. <i>Metabolismo energético</i>	<i>20</i>
3.5.2. <i>Alimentos artificialmente elaborados</i>	<i>21</i>
3.5.3. <i>Manejo de la alimentación.....</i>	<i>22</i>
3.6. GENERACIÓN DE SUBPRODUCTOS.....	22
3.6.1. <i>Material en suspensión</i>	<i>23</i>
3.6.2. <i>Características del material en suspensión</i>	<i>23</i>
3.6.3. <i>Material disuelto</i>	<i>24</i>
3.6.4. <i>Nitrógeno.....</i>	<i>24</i>
3.6.5. <i>Fósforo.....</i>	<i>25</i>
3.7. CONTROL DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN PISCICULTURA, USO DE FILTRACIÓN MECÁNICA Y OTRAS ALTERNATIVAS.....	27
3.7.1. <i>Tecnologías de Pre-Tratamiento</i>	<i>27</i>
3.7.2. <i>Tecnología de separación de sólidos</i>	<i>28</i>
3.7.3. <i>Microtamices giratorios</i>	<i>29</i>
3.8. GEOTEXILES NO TEJIDOS	31
3.8.1. <i>Geotextiles punzonados por agujas.....</i>	<i>31</i>
3.8.2. <i>Geotextiles no tejidos termosoldados.</i>	<i>32</i>
3.8.3. <i>Función de Filtro</i>	<i>32</i>
3.8.4. <i>Aplicaciones de geotextiles no tejidos en tratamiento de aguas.</i>	<i>33</i>
4. METODOLOGÍA	35
4.1. ZONA DE ESTUDIO	35
4.2. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA	36
4.3. OBJETIVO 1	36
EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LOS ESTANQUES DE TRUCHA..	36

4.4.	OBJETIVO 2	38
	ESTUDIO DEL DESARROLLO DE LA PÉRDIDA DE CARGA EN EL GEOTEXTIL NO TEJIDO USADO PARA LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LOS ESTANQUES DE TRUCHA.	38
4.5.	OBJETIVO 3	39
	EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN POR NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA EN ESTANQUES QUE UTILIZAN GEOTEXTILES NO TEJIDOS COMO MEDIO FILTRANTE.	39
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
5.1.	PARÁMETROS HIDRÁULICOS	40
5.1.1	<i>Caudal</i>	40
5.1.2	<i>Pérdida de carga hidráulica</i>	41
5.2.	PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS	43
5.2.1	<i>Sólidos suspendidos</i>	47
5.2.2	<i>Seguimiento de los sólidos suspendidos en la alimentación</i>	49
5.2.3	<i>Materia orgánica</i>	52
5.2.4	<i>Nitrógeno</i>	54
5.2.5	<i>Fósforo</i>	56
6.	CONCLUSIONES	59
7.	RECOMENDACIONES	60
	BIBLIOGRAFIA	61

INDICE DE TABLAS

Pág.

TABLA 1. CONCENTRACIONES HABITUALES EN LAS AGUAS DE VERTIDO PROCEDENTES DE LAS PISCIFACTORÍAS DANESAS.	26
TABLA 2. RESUMEN DE EFICIENCIAS DE TRATAMIENTO PARA SÓLIDOS SUSPENDIDOS, FÓSFORO TOTAL Y NITRÓGENO TOTAL, UTILIZANDO VARIOS TAMAÑOS DE PORO EN TAMICES.	30
TABLA 3. DIMENSIONES DEL ESTANQUE EN TIERRA	36
TABLA 4. CARACTERÍSTICAS DEL GEOTEXTIL NT 1600	36
TABLA 5. PARÁMETROS MEDIDOS EN EL EFLUENTE DEL PROCESO DE LEVANTE-ENGORDE.	37
TABLA 6. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS MEDIDOS EN EL ESTANQUE.....	39
TABLA 7. VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS HIDRÁULICOS.	40
TABLA 8. VALORES MEDIOS OBTENIDOS DE LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL PRIMER PERIODO DE MUESTREO	44
TABLA 9. VALORES MEDIOS OBTENIDOS DE LOS PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL SEGUNDO PERIODO DE MUESTREO	44

INDICE DE FIGURAS

Pág.

FIGURA 1. SISTEMA DE PRETRATAMIENTO DE SEPARACIÓN DE PARTÍCULAS. FUENTE, CRIPPS (2000).....	28
FIGURA 2. (A) GEOTEXTIL NO TEJIDO PUNZONADO POR AGUJAS. (B) GEOTEXTIL NO TEJIDO TERMOSOLDADO. .	32
FIGURA 3. UBICACIÓN DE LA ESTACIÓN PISCÍCOLA CHILIGLO (COCONUCO).	35
FIGURA 4. SISTEMA DE FILTRACIÓN EVALUADO	38
FIGURA 5. COMPORTAMIENTO DE LA PÉRDIDA DE CARGA EN LOS DOS PERIODOS DE MUESTREO.....	41
FIGURA 6. APROXIMACIÓN DE TENDENCIA DE LA PÉRDIDA DE CARGA PARA LOS 2 PERIODOS.....	42
FIGURA 7. COMPORTAMIENTO DE LOS SS EN LOS DOS PERIODOS.....	45
FIGURA 8.COMPORTAMIENTO DE LA TURBIEDAD EN LOS DOS PERIODOS	45
FIGURA 9. COMPORTAMIENTO DE LA DBO EN LOS DOS PERIODOS.	45
FIGURA 10. COMPORTAMIENTO DE LA DQO EN LOS DOS PERIODOS	45
FIGURA 11. COMPORTAMIENTO DEL FÓSFORO TOTAL EN LOS DOS PERIODOS.....	46
FIGURA 12. COMPORTAMIENTO DEL NITRÓGENO TOTAL	46
FIGURA 13. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN PARA SÓLIDOS SUSPENDIDOS.....	48
FIGURA 14. FORMACIÓN DE LA CAPA DE LODO EN LA SUPERFICIE DEL TAMIZ.....	49
FIGURA 15. COMPORTAMIENTO DE LOS SÓLIDOS EN ALIMENTACIÓN.....	51
FIGURA 17. EFICIENCIA EN ALIMENTACIÓN PRIMER PERIODO.	51
FIGURA 16. COMPORTAMIENTO DE LA TURBIEDAD EN ALIMENTACIÓN.....	51
FIGURA 18. EFICIENCIA EN ALIMENTACIÓN SEGUNDO PERIODO	51
FIGURA 19. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DBO Y DQO EN EL PRIMER PERIODO DE MUESTREO.....	53
FIGURA 20. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DBO Y DQO EN EL SEGUNDO PERIODO DE MUESTREO.....	53
FIGURA 21. REMOCIÓN DE NITRÓGENO EN EL SEGUNDO PERIODO DE MUESTREO	56
FIGURA 22. EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE FÓSFORO EN EL ESTANQUE.....	57

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
ANEXO A. UBICACIÓN DE ESTACIÓN PISCÍCOLA DE CHILIGLO Y REGISTRO FOTOGRÁFICO.	69
ANEXO B. FORMATO DE MUESTREO Y DATOS DE CADA PERIODO DE MUESTREO.....	71
ANEXO C. PARÁMETROS HIDRÁULICOS MEDIDOS Y ESTIMADOS EN EL ESTUDIO	75
ANEXO D. APLICACIONES DE LOS GEOTEXILES COMO MEDIOS FILTRANTES.	76

GLOSARIO

BIOMASA: es el peso total de la población de un lote, de un estanque o de una estación piscícola, la cual resulta de multiplicar el peso promedio de los peces, con el total de la población presente en un estanque o en la estación.

DENSIDAD DE SIEMBRA: cantidad de biomasa en un estanque o de una estación piscícola, expresada en kg/m^3 .

DBO: demanda bioquímica de oxígeno.

DQO: demanda química de oxígeno.

FILTRACIÓN MECÁNICA: es el proceso de filtrado del material suspendido en un fluido, usando un medio poroso que retiene las partículas en forma de fase separada permitiendo el paso del filtrado sin sólidos.

GEOTEXTIL NO TEJIDO: es una manta flexible, de poco peso y espesor, constituida por fibras poliméricas de poliéster y/o polietileno, fabricadas por procesos de origen textil, con trama entrecruzada sin ordenación preferente.

MO: materia orgánica en el estanque.

NT: nitrógeno total en el estanque.

PT: fósforo total en el estanque.

PÉRDIDA DE CARGA: es la pérdida de energía dinámica del fluido debido a la fricción de las partículas del fluido entre sí y contra las paredes del canal que las contiene. Pueden ser continuas, a lo largo de conductos regulares, accidental o localizada, debido a circunstancias particulares, como un estrechamiento, un cambio de dirección, la presencia de un filtro, etc.

POROSIDAD: Es la fracción de volumen de espacios vacíos o poros de un lecho o material filtrante.

SST: sólidos suspendidos totales en el estanque.

SUPERFICIE ESPECÍFICA: es el área superficial por volumen unitario de filtro. Viene representada por un lecho poroso; a medida que los poros se recubren con sólidos, la superficie específica del filtro disminuye

RESUMEN

En la estación piscícola de Chiliglo, ubicada en el corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé se realiza el cultivo intensivo de trucha arcoíris (*Oncorhynchus Mykiss*) a pequeña escala. En esta piscícola se realizó un estudio a escala real, en un estanque en tierra destinado para el cultivo de peces en la fase de levante y engorde, con el objetivo de determinar la viabilidad del uso de geotextil no tejido como medio filtrante, en flujo horizontal para la remoción de sólidos suspendidos, nutrientes y materia orgánica del efluente. Para ello se construyó un tamiz compuesto por dos mantas geotextiles NT 1600 el cual se instaló al final del estanque, de forma perpendicular al flujo; posteriormente se realizó la evaluación de diferentes parámetros hidráulicos (caudal y pérdida de carga hidráulica) y fisicoquímicos (SST, DBO₅, DQO, NT, PT) dentro del estanque de estudio, antes y después del filtro geotextil. El comportamiento de los parámetros se evaluó durante dos periodos de muestreo, de cinco días cada uno.

Los resultados obtenidos durante el estudio se realizaron con velocidades de filtración cercanas a los 7 m/h. La pérdida de carga hidráulica generada por el tamiz se incrementa hasta 7 mm en cada periodo de funcionamiento. Los promedios de remoción de sólidos suspendidos generados por el geotextil fueron de 63% en el primer periodo y 27% en el segundo periodo, para condiciones de reposo del estanque. En la situación de alimentación se encontraron remociones máximas hasta 87,5%. La remoción de nutrientes y materia orgánica efectuado por el geotextil están dentro del rango de 0-13.5% en nitrógeno total, 4-72% para fósforo total y 0-60% en materia orgánica.

El estudio mostró que es posible el uso de los geotextiles no tejidos para el control de la contaminación generada en estanques de producción de trucha que utilizan densidades de siembra de 7 kg/m³. Sin embargo, se deben realizar otros estudios considerando variables como el espesor de los geotextiles, la evaluación a diferentes velocidades de filtración y la forma de realizar el mantenimiento.

Palabras Claves

Control de contaminación de trucha, geotextiles no tejidos, estanques en tierra, efluentes piscícolas.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo económico mundial causado por un crecimiento industrial sin control en el uso de los recursos naturales, acompañado de la contaminación excesiva genera impactos negativos, y a veces irreversibles en el agua, constituida como un valioso recurso, escaso en el tiempo y el espacio, que se ve cada vez más demandado por la población mundial que aumenta aceleradamente. El aumento de las presiones sobre las existencias de agua dulce, de tierras agrícolas y de peces suscita problemas sin precedentes. Según el informe preparado por el Fondo de Población de las Naciones Unidas (FNUAP), en el que se afirma que lograr un equilibrio entre las necesidades de los seres humanos y las del medio ambiente es una prioridad urgente que merece mayor atención y mayores recursos (FNUAP, 2001). En relación a la contaminación hídrica, en el caso de América Latina tan solo un 14% de los vertimientos líquidos reciben algún tipo de manejo. En Colombia, solamente el 12% de los residuos líquidos son tratados (CONPES 91, 2005).

En el país el mayor aporte de carga orgánica proviene del Sector Doméstico (78%), seguido de los sectores industrial de alimentos / bebidas y cafetero cuyo aporte se acerca al 10% cada uno, y en menor participación el sacrificio de ganado con un 2.3 %. (Cormagdalena, 2007). La actividad acuícola no está exenta de esta problemática. En los últimos años la acuicultura se ha 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, lo que conlleva un gran impacto ambiental, debido a que a medida que aumenta la producción también se aumentan los requerimientos de alimento y en consecuencia aumentan los desechos en los efluentes, incluyendo materia orgánica, nutrientes y sólidos suspendidos (Kwei Lin, Yang Yi, 2003).

Actualmente la creciente industria de la piscicultura en Colombia enfrenta un constante reto para satisfacer la creciente demanda nacional y mundial, producir productos atractivos, luchar contra las enfermedades y reducir la contaminación dentro del entorno de la piscicultura. Según Fabio N. Zuluaga, director de la revista colombiana de ciencias pecuarias, afirma que: *“Es indispensable que la perspectiva de producción y desarrollo piscícola, radique en el potencial competitivo, reflejado en las inversiones realizadas, en la capacidad empresarial y en las proyecciones de crecimiento del mercado, teniendo siempre presente que se requiere una producción limpia y sostenible”* (Zuluaga, 2006).

Dentro de este contexto es indispensable que en el campo de la ingeniería ambiental se realicen investigaciones para afianzar conocimientos que lleven al diseño y construcción de tratamientos alternativos eficientes y económicamente

viables para llevar un mejor control de la contaminación por parte de la industria piscícola.

Este proyecto de trabajo de grado se integra al programa de investigación “Una producción piscícola ambientalmente sostenible”, que desarrolla la Universidad del Cauca y el Centro Regional de Productividad e Innovación del Cauca (CREPIC), con financiación del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia. Con este estudio se pretende determinar la viabilidad del uso de geotextiles no tejidos, como medio filtrante en flujo horizontal para la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes en el efluente de la estación piscícola de Chiliglo (Coconuco).

1. PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

Colombia tiene un gran potencial en el campo de la acuicultura, ya que su variada topografía, ubicación geográfica, su densa red hidrográfica, la diversidad de pisos térmicos y en consecuencia diversidad de climas, le da la posición como tercer país a nivel mundial en disponibilidad de recursos hídricos (25.000 millones de metros cúbicos, exceptuando aguas marítimas). Lo cual permite tener condiciones naturales únicas para el desarrollo de todas las ramas de la acuicultura existentes (Salazar, 2002).

Teniendo en cuenta el enorme potencial hídrico, durante los últimos 20 años la piscicultura colombiana ha tenido un crecimiento significativo respecto a las producciones y a la tecnología. La producción nacional de peces de cultivo concierne, principalmente, a las especies de tilapia, trucha y cachama. De las dos especies más comercializadas en el mundo (tilapia y trucha), Colombia ocupa a nivel de producción, los puestos 11 y 3 respectivamente con más de 90,000 toneladas producidas entre 1997 y 2002. Dentro del mercado mundial de la trucha, Colombia representa el 2%, con un crecimiento de la producción promedio anual de 16% entre 1991 y 2002, pasando de 1,200 toneladas a 1,900 toneladas (Proexport Colombia, 2006). Entre el 2002 y 2006 la producción creció a ritmos acelerados; para el año 2006 la producción total alcanzó las 43.746 toneladas (Organización de Estados Iberoamericanos, 2007).

Durante estos últimos veinte años, la demanda de agua también se ha incrementado considerablemente, debido a que es proporcional al crecimiento de la actividad piscícola. 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. Sin embargo, esta actividad realizada a gran escala y sin un apropiado sistema de tratamiento de sus efluentes, genera ciertos problemas de carácter ambiental, como el incremento de la contaminación de corrientes hídricas por parte de las aguas servidas de los estanques de cultivo, debido a que el proceso de producción demanda ciertos insumos como alimento, fertilizantes y otros productos químicos que se utilizan en los estanques (para control de plagas, insectos, de enfermedades, esterilización etc.), de los cuales una parte son tomados por los peces para su normal desarrollo y otra parte permanece en el agua como partículas suspendidas y material diluido.

Generalmente las dietas de la trucha, especialmente en estado de alevinos, son muy ricas en proteínas (40-60%), lo cual genera una fuerte excreción de nitrógeno (NH_4^+ , NH_3), cuya velocidad de excreción está relacionada directamente con la cantidad y calidad de la proteína suministrada en el alimento (Sanz, 2003). Por lo tanto, el metabolismo de los peces genera grandes cantidades de residuos que

contienen nutrientes que se encuentran como partículas suspendidas, 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), que junto con altas tasas de nutrientes pueden provocar el fenómeno de eutrofización en las corrientes hídricas y otros cuerpos de agua.

En Colombia, estudios han demostrado que las zonas con aguas más convenientes para el crecimiento de la trucha están por encima de los 2000m de altura, con temperaturas entre 12°C y 18°C (Merino, 2005). En estas alturas predominan ecosistemas de bosque andino y páramo, los cuales poseen un enorme potencial hídrico para la producción de trucha. En estas zonas ya se han establecido piscifactorías que no realizan un adecuado tratamiento a sus efluentes, provocando la contaminación de corrientes hídricas y alterando la estructura y función de los ecosistemas más importantes; además, la falta de tratamiento trae consigo la disminución de la disponibilidad del recurso. Como consecuencia, se provocan importantes efectos económicos y sociales, tales como el incremento de los costos de tratamiento para consumo humano y efectos en la salud. Dadas las circunstancias, es importante llevar a cabo un tratamiento adecuado a estas aguas. Estudios realizados por Cripps (1996) (Citado por Cripps, Bergueim, 2000), encontraron que las partículas suspendidas que poseen mayor cantidad de nutrientes, tienen un tamaño que se encuentra entre 30 y 100µm. 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.

Tradicionalmente, 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 *et al.*, 1995). Aun así, otros estudios hechos por Cripps y Kelly en 1996 (Citados por Cripps, *et al.*, 2000), demostraron que la tecnología de discos rotatorios implementada en efluentes de acuicultura ha sido desarrollada sólo para tratamiento de agua potable por lo que se requieren más estudios al respecto.

Puesto que las tecnologías de sedimentación y discos rotatorios requieren de grandes áreas e infraestructura que demanda altos costos, es necesario incentivar la búsqueda de nuevas metodologías y realizar estudios en tecnologías y materiales alternativos los cuales generen soluciones viables que prevengan el deterioro del recurso hídrico. Por lo tanto, esta propuesta plantea determinar la

viabilidad del uso de un geotextil no tejido como medio filtrante, en flujo horizontal, para la remoción de sólidos suspendidos (SS) en efluentes de piscifactorías de trucha.

Desde los años 80, investigadores de Inglaterra, Brasil y Colombia vienen estudiando el uso de geotextiles no tejidos en la superficie del lecho filtrante de filtros lentos en arena (FLA) y en filtración en múltiples etapas (FiME) para tratamiento de aguas de consumo humano, hallando excelentes resultados que demostraron que las propiedades estructurales de los geotextiles no tejidos ofrecen un medio filtrante más eficiente que la arena (Fernández *et al.*, 2001).

Los geotextiles no tejidos son mantas o láminas permeables y flexibles de fibras sintéticas, punzonadas, principalmente hechas con polipropileno y poliéster. La textura altamente permeable del geotextil permite un rápido pasaje del agua a través de su plano, a la vez que retiene de manera eficaz las partículas suspendidas, incluso las más finas (Piegari, 2005). Las mantas no tejidas pueden llegar a tener una área superficial específica de aproximadamente $20.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$, presentando coeficientes de filtración bastante altos. También presentan una alta porosidad (90%), que no contribuye significativamente al desarrollo de la pérdida de carga, pero si puede presentar un volumen de vacíos suficientemente grande para almacenar una mayor cantidad de partículas antes de generar la obstrucción del medio (Fernández *et al.*, 2001).

En cuanto al tamaño de poro del geotextil no tejido, tiene un rango de entre $35 \mu\text{m}$ y $100 \mu\text{m}$ (Piegari, 2005), lo que indica que puede ser capaz de retener gran cantidad de partículas suspendidas que se encuentran dentro de ese rango. Además, dada la naturaleza apolar del polipropileno, el geotextil al retener las partículas, estas no se adhieren de manera permanente y por ende la limpieza del material es sencilla y puede ser reutilizable.

Teniendo en cuenta las experiencias pasadas con relación al estudio de geotextiles no tejidos y sus ventajas como medios filtrantes, este estudio busca continuar la investigación en torno a estos materiales, en relación al control de la contaminación hídrica. Pero, debido a que actualmente no existen estudios relacionado con el uso de geotextiles como medio filtrante en flujo horizontal, esta investigación se formuló de manera exploratoria, debido a la gran cantidad de variables que se deben tener en cuenta, las cuales podrían manejarlas adecuadamente un posterior estudio a nivel de planta piloto. Por lo tanto, la determinación de la viabilidad de este tipo de materiales para tratamiento de los efluentes de piscifactorías de trucha puede darnos una visión de la eficiencia de estos sistemas y con su implementación se podrían ahorrar costos en construcción, operación y mantenimiento, ya que al ser removidos los sólidos suspendidos directamente de los estanques de cultivo por medio de la filtración horizontal, se podrían omitir otros tipos de tratamiento, por ejemplo el de sedimentación.

2. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la viabilidad del uso de la manta geotextil no tejida NT1600, como medio filtrante en flujo horizontal para la remoción de sólidos suspendidos en efluentes de piscifactorías de trucha.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- ✓ Evaluar la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en los estanques de trucha.
- ✓ Estudiar el desarrollo de la pérdida de carga en el geotextil no tejido usado para la remoción de sólidos suspendidos en los estanques de trucha.
- ✓ Evaluar el impacto en el control de la contaminación por nutrientes y materia orgánica en estanques que utilizan geotextiles no tejidos como medio filtrante.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. PISCICULTURA INTENSIVA

La piscicultura tiene por objeto el cultivo racional de los peces, lo que comprende particularmente el control de su crecimiento y su reproducción. Emplea densidades de siembra altas, infraestructura adecuada (estanques o jaulas), depende específicamente del suministro de alimento concentrado apropiado para la especie de cultivo, requiere del manejo de flujos de agua, de sistemas de aireación y controles permanentes a la calidad del agua en parámetros como oxígeno disuelto, pH, amoníaco y nitritos entre otros para un mayor control de enfermedades. La piscicultura intensiva orienta la explotación hacia la obtención de grandes ingresos. (Rodríguez *et al.*, 2001).

3.2. CULTIVO DE LA TRUCHA ARCO IRIS

La trucha arcoíris es una especie de la familia de los salmónidos del pacífico originaria de Norteamérica. Su nombre científico es *Oncorhynchus mykiss*. Tiene un amplio margen de adaptación a las temperaturas de las aguas y a las diversas condiciones ambientales (Blanco, 1995). En la actualidad, la trucha arcoíris puede alcanzar un peso de 4.5 Kg o más en condiciones favorables y puede llegar a pesar hasta 9 Kg en los Andes (Pillay, 1997). En Colombia, la especie se adapta muy bien y su cultivo se realiza en zonas que están por encima de los 2.000 msnm.

3.3. ETAPAS DE CULTIVO

3.3.1. Alevinaje

Este proceso parte desde los 2 cm hasta los 9 cm de longitud (de los peces); se realiza utilizando piletas de cemento o fibra de vidrio, circulares o rectangulares. La biomasa a mantener es de 7-8 Kg/m³ máximo, según el tamaño de los alevinos. En esta etapa se requieren entre 5 y 70 L/min de agua para 10.000 alevinos, cantidad que depende del tamaño de los peces, la densidad de la siembra utilizada y la temperatura (Merino, 2005). La cantidad de alimento y la

frecuencia de alimentación se programan conforme al tamaño de las larvas y a la temperatura del agua.

3.3.2. *Engorde*

El engorde se inicia cuando los alevinos tienen entre 7-9 cm y finaliza cuando alcanzan talla comercial, con pesos entre los 200 – 500 g, en un tiempo de entre 7-15 meses dependiendo de la calidad de la semilla, la temperatura del agua, la densidad de siembra y la alimentación. Esta etapa puede realizarse en estanques rectangulares o circulares. El estanque rectangular tiene proporciones 10:1, tipo canal, de 20 X 2m y aproximadamente 1.2 m de profundidad. Por lo general, el flujo de agua es laminar, abarcando todo el ancho de los estanques tanto a la entrada como a la salida (Merino, 2005).

3.3.3. *Cosecha*

En el tipo de cultivo de alta densidad adoptado para trucha, la cosecha no reviste problemas especiales; en granjas de estanques se adopta la cosecha con redes. En la mayoría de los casos, los estanques se desaguan para atrapar al pez con mayor facilidad. Puesto que el valor comercial de los salmónidos depende en gran medida de su calidad, es necesario asegurarse de que los peces se manejen con el mayor cuidado y rapidez durante su cosecha la clasificación y el transporte. La mejor manera de transportar truchas a largas distancias es llevándolas vivas en tanques. Los peces del tamaño de una porción individual normalmente se dejan morir por sofocación (Pillay, 1997).

3.4. RECURSO HÍDRICO UTILIZADO

La trucha arcoíris es un pez muy estricto en cuanto a las condiciones del medio acuático en donde vive y con muy poca capacidad para adaptarse a otras situaciones que no sean las naturales. Por consiguiente, se limita su existencia a aguas claras y cristalinas de curso rápido y temperatura fría. La existencia de estos peces es conocida en ríos de montaña y cursos de aguas cristalinas con saltos, que favorecen la oxigenación del agua y debido a su cercanía al nacimiento; por lo tanto, no existe el problema de contaminación procedente de los núcleos urbanos y de los desechos industriales.

De esta manera, el agua de las piscifactorías de trucha arcoíris debe reunir estrictamente las características mencionadas, ya que la supervivencia de estas especies frágiles y exigentes dependerá de las medidas de protección que se adopten para tener unas condiciones del agua lo más parecido a las naturales (Blanco, 1995).

La calidad del agua en una piscifactoría de trucha viene dada por un conjunto de propiedades físicoquímicas que se verán a continuación:

3.4.1. *Temperatura*

La trucha arcoíris es un animal poiquilotermo, lo que quiere decir que no tiene su propia temperatura corporal y su crecimiento y desarrollo dependen de la temperatura del medio en que se encuentra. La trucha arcoíris puede vivir en aguas comprendidas entre 0° y 25° C. Pero, los límites entre los cuales su crecimiento y desarrollo son adecuados para fines piscícolas están entre 12° C y 15° C (Pillay, 1997). Además, la temperatura del agua indirectamente influye de forma fundamental en el agua de cultivo, pues la concentración del oxígeno disuelto en ella, la concentración de productos metabólicos (amoníaco) y el tiempo y grado de descomposición de los materiales depositados en el fondo de los estanques depende precisamente de la temperatura.

3.4.2. *Oxígeno disuelto*

El oxígeno disuelto en el agua es indispensable para todos los seres acuáticos y en este caso, para la trucha arcoíris es un elemento esencial para su sobrevivencia. Los salmónidos tienen una exigencia bastante estricta frente a este factor ya que con cifras inferiores a 5.0 mg/L de oxígeno, la trucha tiene una gran dificultad para absorber el oxígeno del agua y transportarlo a través de las branquias al torrente circulatorio (Cameron y Davis 1970, citado por Blanco, 1995).

La tasa de saturación de oxígeno es otro factor importante ya que es la cantidad máxima de oxígeno que se puede disolver en el agua. Por lo tanto, la concentración de oxígeno en los estanques de trucha no debe ser inferior al 70% de saturación en el agua de salida. Además, hay que tener en cuenta que la tasa de saturación de oxígeno tiene una relación muy estrecha con la temperatura; cuanto más alta sea esta, menor será la cantidad de oxígeno disuelto (Blanco, 1995).

Entre los factores biológicos que actúan disminuyendo la tasa de oxígeno se encuentra primero la fotosíntesis de las plantas acuáticas en los estanques. Durante el día, en presencia de luz, la planta adsorbe anhídrido carbónico de agua y desprende oxígeno. Por el contrario, durante la noche la planta absorbe oxígeno y desprende anhídrido carbónico, pudiendo generar la asfixia de las truchas si ocurren circunstancias extremas.

Un segundo factor se relaciona con el consumo de oxígeno por parte de bacterias aerobias en los fenómenos de degradación de la materia orgánica. Cuanta más materia orgánica se encuentre en degradación, mayor será el consumo de oxígeno a expensas del que inicialmente tiene el agua. La concentración de

oxígeno en el agua es muy pequeña en comparación con la que se encuentra en el aire atmosférico.

Teniendo en cuenta la alta exigencia que la trucha demanda y a la vez las toneladas de truchas que se cultivan en una piscifactoría, se entiende que esta actividad requiere de una masiva utilización de agua. La cantidad de agua necesaria depende de la producción esperada calculándose que en el engorde se requieren entre 14 y 16 L/s por tonelada, ya que el recambio de agua en los estanques debe ser como mínimo el suficiente para que en cada uno se renueve el agua completamente cada hora (Merino, 2005). Por lo tanto, en una piscifactoría de tipo medio con una producción de 100 toneladas se puede llegar a utilizar alrededor de 500 L/s, cifra equivalente al consumo diario de una población de 300000 habitantes (Blanco, 1995).

3.4.3. pH o potencial de hidrógeno

El agua que se utiliza en piscicultura no es químicamente pura y contiene en solución numerosas sustancias que generan reacciones. El valor del pH es el que determina si las reacciones en el agua tienen un carácter ácido, alcalino o neutro. Los trabajos realizados durante los últimos treinta años por numerosos autores, ponen de manifiesto que los valores normales de pH para el cultivo de la trucha varían entre 5 y 9. Valores de pH menores que 5 son límites de alarma de acidez para huevos y alevines; la persistencia de estos valores durante largos periodos de tiempo puede ser causa de mortalidad. Además valores de pH mayor a 9 son mortales al cabo de un cierto periodo de tiempo.

3.4.4. Material en suspensión

Las materias en suspensión que puedan encontrarse en aguas de cultivo son responsables de su turbidez en sus distintos grados; su presencia reduce la penetración de la luz en el agua. Luego, la distribución del alimento en estas condiciones puede aumentar el material de sedimentación, debido a que en estas condiciones de turbidez, la habilidad de la trucha de aprehender rápidamente la comida desaparece. Además, las partículas en suspensión son perjudiciales para los alevinos, siendo su grado de sufrimiento mayor cuanto mayor sea su concentración y tiempo de exposición.

La mayoría de los autores coinciden en que cifras superiores a 70 mg/L tienen una notable peligrosidad en los cultivos, que si bien pueden no producir mortalidad inmediata, son motivo de patología secundaria y pérdidas económicas (Sabaut, 1979. Citado por Blanco, 1995). 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).

3.4.5. Propiedades químicas

En la piscicultura tienen especial importancia el contenido de compuestos nitrogenados, pues algunos de ellos, tales como el amoníaco y los nitritos, tienen carácter tóxico y son además productos principales de excreción de las truchas. Por lo tanto, es de desear que las aguas destinadas a una instalación de este tipo estén exentas inicialmente de estos tóxicos limitantes de producción (Blanco, 1995). La determinación de materia orgánica muestra el grado de contaminación por estos materiales y se expresa en mg/L. Las aguas naturales no polucionadas presentan cantidades mínimas entre 1.0 y 10 mg/L medidos como demanda química de oxígeno (De La Cruz y Salazar, 2007; Yasnó y García, 2007).

3.5. ALIMENTACIÓN

En la piscicultura, la alimentación que se proporciona a las truchas se basa en la utilización de alimentos artificiales de elaboración industrial, con los que es posible conseguir crecimientos muy adecuados a las necesidades de la salmonicultura. En términos generales, los componentes que constituyen un concentrado deben aportar cantidades suficientes y equilibradas de sustancias energéticas para que sea posible el mantenimiento de las constantes biológicas del organismo, además de mantener actividades de relación y crecimiento.

Estas sustancias denominadas principios alimenticios son: las proteínas, lípidos, glúcidos, minerales y vitaminas, elementos básicos y fundamentales que necesariamente tienen que entrar en una dieta equilibrada. Dentro de los requerimientos nutritivos de la dieta artificial, las proteínas son el principal alimento de los peces. La calidad de la proteína utilizada en los concentrados viene definida básicamente por su digestibilidad y contenido de aminoácidos esenciales (Blanco, 1995).

3.5.1. Metabolismo energético

La intensidad metabólica de los peces, que probablemente constituyen el grupo de animales acuáticos que más se han estudiado, es afectada por la temperatura, edad o tamaño, actividad y fluctuaciones climáticas y diarias de los procesos corporales. También es afectada por la concentración de oxígeno, el pH y la salinidad del agua. Para cada especie es posible calcular los requerimientos de energía para todas las funciones metabólicas (Pillay, 1997).

En la partición biológica de la energía, donde hay pérdida energética en heces, orina y excreciones branquiales, la energía fecal es la pérdida más importante que puede sufrir la energía bruta ingerida, si los diversos componentes del

concentrado no tienen alta digestibilidad, siendo la causa más importante de la contaminación del agua (Blanco, 1995).

La cuantía de estas pérdidas de energía de origen proteico por branquias y orina es proporcional o se encuentra en función de la cantidad de proteína digestible presente en la formulación del concentrado y de su valor biológico, entendiéndose por tal, la calidad de la proteína empleada, ya que cuanto más alta sea su calidad, mayor cantidad será depositada en forma de carne y menor la destinada a la combustión, siempre que parte de la energía necesaria sea suministrada por los otros componentes, tales como las grasas. Se considera que la retención proteica en forma de carne es máxima con alimentos que contengan 35% de proteína y de 15-20% de grasas. Por ello, en estas pérdidas de energía por excreción no fecal, tiene mucha importancia la relación proteína/energía del concentrado, así como la calidad de la proteína utilizada (Blanco, 1995).

3.5.2. Alimentos artificialmente elaborados

La proteína es el principal nutriente requerido para el crecimiento y uno de los componentes más caros en los alimentos balanceados. Esto no es económicamente eficiente ni tampoco adecuado ambientalmente. De ahí que, el contenido de proteína del alimento debe ser mínimo por 2 razones: 1) para evitar el uso de la proteína como fuente de energía y asimismo reducir la cantidad de nitrógeno liberada al agua en forma de amonio, y 2) para reducir el costo del alimento (Lawrence *et al.*, 1996).

Las fuentes proteicas por su alto costo son las que determinan el precio del alimento, por lo cual se deben considerar fuentes alternativas de proteína, siendo la harina integral de soya una de las más promisorias, debido a su alto contenido proteico y energético, bajos costos relativos y disponibilidad en el mercado. Su uso resultaría ventajoso debido a que en un solo producto se ofrecen los beneficios de la torta y el aceite de soya (Vergara, 1998).

Los alimentos para truchas vienen en forma de pellets, los cuales se han sometido a un proceso de extrusión, con el fin de aumentar la digestibilidad de las proteínas y los carbohidratos del alimento para el mejor aprovechamiento por parte del pez; además asegura la flotabilidad del pellet necesaria para este tipo de cultivos, con el fin de obtener el máximo consumo y el mínimo desperdicio.

Los aportes más importantes de la extrusión sobre los productos para truchas son:

- Mayor digestibilidad y disponibilidad de las materias primas.
- Capacidad de adicionar porcentajes más altos de grasa en el producto terminado.

- Mayor calidad microbiológica de las materias primas y del producto terminado por la temperatura del proceso cercano a los 120°C.
- Menor porcentaje de finos en el producto terminado, minimizando los desperdicios fuera y dentro del estanque.
- Adición de vitaminas y pigmento postproceso, lo que asegura concentraciones finales en las cantidades requeridas por el animal.
- Menor acumulación de sedimentos a nivel de fondos en los tanques de cultivo por tener una estabilidad mayor que el peletizado.
- Mejor calidad de molienda por tratarse de un producto extruido mejorando mucho más la absorción intestinal.
- Menor demanda bioquímica a nivel de afluentes por haber un menor desperdicio en el alimento.
- Menores costos en mano de obra por limpieza de los estanques.

3.5.3. Manejo de la alimentación

La estrecha relación que existe entre la calidad del alimento y los residuos derivados del mismo ha sido demostrada por varios autores, como Cho *et al* (1994). El desarrollo de una dieta de alta energía, con alto contenido de grasas, bajos niveles de carbohidratos y proteínas, y el mejoramiento de la digestibilidad, está ocasionando una reducción en la producción de residuos en las aguas residuales piscícolas.

La mejor manera de reducir la cantidad de residuos descargados por la piscicultura es disminuir la producción a primera instancia. El régimen y las tecnologías de alimentación que pueden ser utilizados para minimizar las pérdidas de residuos son descritas por muchos autores especialistas en el manejo de la alimentación, tales como Alanara (1992), Durant *et al* (1995), Summerfelt *et al* (1995) y Derrow *et al* (1998).

3.6. GENERACIÓN DE SUBPRODUCTOS

Los subproductos de desecho contenidos en los efluentes piscícolas se encuentran en bajas concentraciones, debido a que están diluidos en los grandes caudales que se manejan (Cripps, 1995). No obstante, los efluentes de la piscicultura han sido definidos como biológica y químicamente semejantes a los vertidos domésticos urbanos. Los subproductos generados por esta actividad son principalmente alimentos no consumidos por los peces y excretas (Temporetti, 1999). Estos subproductos contienen una gran variedad de constituyentes que pueden causar impactos negativos cuando son desechados al ambiente, entre ellos material particulado en suspensión y material disuelto, los cuales

comprenden organismos patógenos, como protozoos y bacterias, materia orgánica y nutrientes como nitrógeno y fósforo (Piedrahita, 2003).

Estos subproductos de desecho que se almacenan en el estanque de cultivo pueden dividirse en dos grandes grupos: material particulado el cual comprende los sólidos suspendidos y sedimentados en el fondo del estanque, y el otro grupo es el material en solución o sólidos disueltos en la columna de agua.

3.6.1. Material en suspensión

Los sólidos suspendidos presentes en el agua proceden en su mayoría de las deyecciones fecales de las truchas, así como del alimento distribuido en los estanques y que no ha sido consumido por los peces. Por lo tanto, la turbidez que presenta el agua de cultivo está originada fundamentalmente por la presencia de una serie de partículas en suspensión que son de origen orgánico-alimenticio, cuya degradación va a dar lugar a la formación de productos tóxicos para los peces, así como a un consumo extra de oxígeno en el estanque (Blanco, 1995).

Al material de desecho propio de las truchas se suma una respetable cantidad de materia orgánica en forma de sólidos suspendidos que proceden del alimento no consumido. Según el Water Quality Institute de Dinamarca (citado por Blanco, 1995) la cantidad de alimento no consumido, expresado en tanto por ciento del total, puede llegar a 30% dependiendo del tipo de alimento utilizado. Ese mismo año este instituto tuvo una experiencia realizada en un estanque ocupado por 800 Kg en truchas de 200 gr, en donde encontró que la cantidad de material particulado en suspensión producido en 24 horas utilizando alimento en gránulos secos y pescado fresco fue de 4.000 y 6.800 gramos respectivamente. Por lo tanto, es importante tener en cuenta que el tipo de alimento utilizado va influir en el tamaño y concentración de sólidos suspendidos en el afluente.

3.6.2. Características del material en suspensión

Los sólidos suspendidos en los efluentes piscícolas han sido altamente estudiados, debido a que el análisis de sus características físicas y químicas ha ayudado a comprender la dinámica del efluente para su tratamiento.

La formación del material particulado en acuicultura depende de los mismos factores que afectan a los sólidos suspendidos en los sistemas naturales, como forma, porosidad, densidad, composición orgánica e inorgánica y resistencia al corte en relación con parámetros medios como la turbulencia y las propiedades químicas del agua (Droppo *et al.*, 1997). Estudios más detallados, 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).

La característica física más importante es el tamaño de las partículas. Un estudio realizado por Cripps (1995), encuentra que la mayoría del material particulado 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 reciente realizado por Maillard *et al.* (2005), demuestra que cerca del 95% de las partículas en el efluente tienen un diámetro menor a 80 µm.

Las elevadas concentraciones de sólidos suspendidos totales están asociadas con otros contaminantes como los nutrientes y materia orgánica. Foy - Rosell (1991) y Bergheim (1993), encontraron que entre el 7% al 30% del nitrógeno total y del 30% al 84% del fósforo total se encuentran en el material particulado.

También, mucha de la materia orgánica que produce demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y reduce el oxígeno disuelto del agua se encuentra en la fracción particulada (Amirtharajah y O'Melia, 1990). Un estudio realizado por Kelly *et al.* (1997), mostró una reducción del 21% de la DBO al hacer pasar el afluente por un filtro de un tamaño de poro de 60 µm. lo que demuestra que gran parte de la materia orgánica en el efluente está en forma de sólidos suspendidos.

3.6.3. *Material disuelto*

En el efluente existe otro tipo de contaminantes que se encuentran en solución. Según Petit (1981) y Querellou *et al.* (1982) citados por Blanco, (1995), las deyecciones de las truchas no se encuentran en su totalidad en estado sólido; aproximadamente el 86% se encuentra como sólidos, el 0.36% y 13.4% se presentan en forma de coloides y supracoloides, respectivamente. Estos productos son fundamentalmente secundarios, derivados de la hidratación de las partículas que forman los materiales en suspensión. También se encuentra la presencia de microfauna como parásitos y bacterias procedentes del tubo digestivo del pez, que está condicionada a la temperatura del agua y a la contaminación orgánica. Las materias solubles, son representadas fundamentalmente por los productos nitrogenados eliminados primariamente por el pez, como en el caso del amoníaco, y todos aquellos derivados de la descomposición de la materia orgánica (Blanco, 1995).

3.6.4. *Nitrógeno*

La mayoría de autores coinciden en afirmar que la totalidad del nitrógeno del metabolismo proteico de la trucha, es eliminado al exterior en forma de nitrógeno amoniacal y urea. El 80% en forma de amoníaco (NH₃) a través de las branquias y el 20% restante en forma de urea. Como se mencionó anteriormente, el amoníaco se encuentra soluble en el agua de cultivo y tiene dos orígenes. Por un lado, procede del que se elimina por las branquias como producto de excreción metabólica y por otro lado, de la degradación orgánica de las heces.

La fracción tóxica del nitrógeno amoniacal es la forma no ionizada NH_3 cuya existencia en el agua de cultivo depende fundamentalmente del pH y de la temperatura del agua. En cuanto mayor sea la temperatura del agua, mayor será la concentración de la fracción tóxica, y a pH básico se genera un aumento en la toxicidad de la solución amoniacal. En aguas ácidas hay menos riesgos de toxicidad por el amoníaco, ya que en igualdad de condiciones, su forma tóxica se encuentra en menor porcentaje debido a que ha sido transformada a la molécula no tóxica de amonio (NH_4^+).

Como se vio anteriormente, una parte del nitrógeno está contenida en el material particulado (sólidos suspendidos) y la otra está en solución como NH_4^+ y NH_3 . Pero también existe una parte que es generada por procesos de degradación de las proteínas que forman parte de la materia orgánica, dando como resultado final la mineralización o transformación en sales minerales. Su importancia radica en que este proceso de mineralización va a dar origen a productos tóxicos para los peces tales como los nitritos (Blanco, 1995).

La carga amoniacal del agua de cultivo se elimina parcialmente por mecanismos de nitrificación biológica. Este proceso se desarrolla en el fondo de los estanques en donde la presencia de bacterias autótrofas transforman el amoníaco en nitritos con la ayuda del oxígeno del agua. Los nitritos resultantes son muy tóxicos para los peces, pero en presencia de oxígeno y por la acción de bacterias *nitrobacter* se transforman en nitratos, que son los últimos compuestos resultantes de la oxidación de los compuestos nitrogenados procedentes de la alimentación proteica de las truchas (Blanco, 1995).

3.6.5. Fósforo

Por último, de los contaminantes de los efluentes piscícolas anteriormente vistos existe uno en especial: el fósforo, el cual ha causado preocupaciones de tipo ambiental debido a las excesivas descargas que se generan, las cuales, junto con las de nitrógeno, pueden conducir a la degradación de la calidad de las aguas receptoras a través de la eutrofización (True *et al.*, 2004).

En muchos sistemas de producción piscícola en estanques, solamente el 30% de los nutrientes (fósforo y nitrógeno) suministrados son convertidos en producto, el resto es acumulado en los sedimentos o es liberado en el efluente que generalmente va hacia los ríos (Gross *et al.*, 2000). El fósforo generado deriva de las heces, urea, desechos alimenticios y/o materia orgánica en descomposición (Ackefors and Enell, 1994; Cho *et al.*, 1994), y es descargado en sólidos suspendidos (material particulado) y material disuelto (Chen, 2004).

La liberación de fósforo empieza cuando el alimento y heces que se acumulan en el fondo de los estanques poseen un elevado contenido de fósforo, el cual sobrepasa la capacidad de fijación, originando una continua liberación de este

nutriente hacia la columna de agua. Un estudio realizado por Temporetti (1998), demuestra que en el fraccionamiento del fósforo realizado a los sedimentos, mostró que el mayor porcentaje de fósforo se encuentra ligado a la materia orgánica y en menor proporción al hierro y al calcio, lo que indicaría que en los sedimentos el fósforo es liberado por la materia orgánica, principalmente proteica, de fácil degradación.

En definitiva, es el oxígeno disuelto el que va a permitir la descomposición de la materia orgánica y el grado de consumo tiene una estrecha relación con la cantidad acumulada. Este contenido de materia orgánica se determina precisamente por el grado de consumo de oxígeno que realizan las bacterias para transformarla, llamado demanda bioquímica de oxígeno (DBO), el cual es un índice de medida para determinar el grado de contaminación del efluente generado por la materia orgánica (Blanco, 1995). Además, para determinar el grado de contaminación por otros constituyentes, están los parámetros de medida referidos al amoníaco, nitrógeno total, fósforo total y sólidos suspendidos totales. Un estudio realizado por el Wáter Quality Institute de Dinamarca en 1979 (Ver Tabla 1), muestra las cargas contaminantes que se generan en los efluentes provenientes piscifactorías danesas.

Tabla 1. Concentraciones habituales en las aguas de vertido procedentes de las piscifactorías danesas.

Parámetro	Concentración (mg / L)
DBO	3 - 20
Amoníaco	0.2 - 0.5
Nitrógeno total	0.5 - 4.0
Fósforo total	0.05 - 0.15
Sólidos Suspendidos	5 - 50

Fuente: Blanco (1995).

Estos valores a simple vista pueden ser mínimos, pero hay que recordar que en los estanques se presentan fenómenos de sedimentación por lo que los lodos generados no se muestran en la tabla anterior. Estos valores aumentan cuando se realizan los procesos de alimentación, cosecha y barrido de lodos en los cuales los valores pueden ser tan grandes como los de los vertidos domésticos e inclusive de vertidos industriales para el caso de grandes piscifactorías. Un estudio reciente en la piscifactoría El Diviso en el departamento del Cauca, demuestra que el efluente toma características de agua residual industrial, observándose valores en los parámetros fisicoquímicos que exceden los 2000, 1000 y 700 mg /L de sólidos suspendidos, DQO y DBO respectivamente (De La Cruz y Salazar, 2007).

3.7. CONTROL DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN PISCICULTURA, USO DE FILTRACIÓN MECÁNICA Y OTRAS ALTERNATIVAS

Durante los últimos años el control de los sólidos suspendidos en los efluentes de piscicultura ha sido un tema de gran importancia, debido a que el crecimiento de esta actividad a nivel mundial ha incrementado considerablemente la carga contaminante de sólidos suspendidos los cuales, como se estudió anteriormente, tienen una estrecha relación con otros parámetros fisicoquímicos que alteran el equilibrio de las aguas receptoras.

Tanto en Estados Unidos como en Europa, durante muchos años se utilizó la sedimentación primaria como tratamiento de estos efluentes, pero al pasar los años los estudios fueron encontrando que los bajos tiempos de retención asociados con los grandes caudales que se manejan, fueron reflejando la baja eficiencia de estos sistemas (Cripps y Bergueim, 2000). Según Kelly *et al.* (1997), existe una gran variación en la carga de sólidos en los efluentes piscícolas, como resultado de los regímenes de cultivo, el manejo de la alimentación y la limpieza intermitente de los estanques.

Estudios realizados por Cripps and Kelly (1996), demostraron que los residuos de piscifactorías tienen características que no permiten un fácil tratamiento, debido a las bajas concentraciones de sólidos en el efluente los cuales no superan los 50 mg/L. Para lograr altas cargas de sólidos se han implementado sistemas de pre-tratamiento con el fin de obtener un efluente apto para la remoción efectiva de los sólidos. Estudios han demostrado que la eficiencia del tratamiento, en términos de la separación de partículas del efluente, se incrementa con las altas cargas de sólidos (Kelly 1997 y Bergheim *et al.*, 1998).

3.7.1. Tecnologías de Pre-Tratamiento

La tecnología usada para la pre-concentración de sólidos en los residuos de producción previo al tratamiento puede ser clasificada en equipos y/o procedimientos. Un procedimiento se presenta por necesidad de limpiar los residuos sólidos de un estanque por la acumulación de material en el fondo. Los sólidos pueden ser depositados accidentalmente dentro de una sección del estanque cercana al efluente o dividida de la zona de producción.

La deposición accidental surge como resultado de un manejo inadecuado del flujo en el estanque. La limpieza periódica de los estanques es la forma tradicional para remover los residuos. Estos son retirados incrementando el flujo de entrada y disminuyendo el nivel de agua en el estanque. Este método no es adecuado para la remoción continua, ya que puede conducir al estrés en los peces y a una baja calidad del agua en el estanque (Cripps and Bergheim, 2000).

Otra alternativa es el uso de un concentrador y separador combinado de residuos sólidos en la salida del estanque (Cripps y Bergheim, 1995). Los concentradores de partículas, aunque costosos, son apropiados y muy utilizados comercialmente en Europa. Tienen dispositivos en el desagüe del estanque que ayudan a la sedimentación y consolidación de los sólidos. Esta concentración residual es removida del estanque periódica o continuamente, la cual se separa en la salida de la corriente primaria y el flujo de lodos es dirigido a los dispositivos de tratamiento. El flujo primario generalmente no requiere tratamiento de remoción de sólidos (ver figura 1).

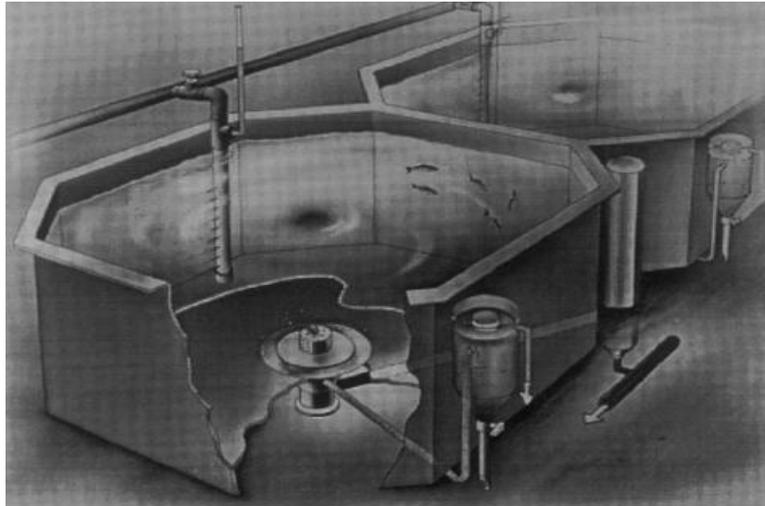


Figura 1. Sistema de pretratamiento de separación de partículas. (Fuente, Cripps 2000)

Eikerbrokk y Ulgenes (1993), describen un sistema que combina un concentrador de partículas dentro del estanque, con un separador giratorio en la salida y una unidad de secado de lodos. En general, se estima que el sistema remueve: 71% de sólidos suspendidos (SS), 38% de fósforo total (PT) y 14% de nitrógeno total (NT). El material seco obtenido del lodo es cercano al 14%.

3.7.2. Tecnología de separación de sólidos

Existen varios tipos de separadores de partículas disponibles comercialmente para la integración en los sistemas de tratamiento de piscicultura intensiva, pero no todos son apropiados para tratar aguas residuales piscícolas que no han sido pre-tratadas. Varios autores reseñan estos sistemas: Landau (1992), Chen *et al.* (1993), Cripps y Kelly (1996). Según Cripps y Bergheim (2000), es mucho más viable remover los sólidos (con la DBO y nutrientes asociados a ellos) sea alta o baja la concentración en el efluente, y tratar la fracción disuelta utilizando algún lecho filtrante. Las tecnologías de separación de los sólidos se dividen en métodos mecánicos y por gravedad. El método más popular de separación de partículas en forma mecánica es el uso de microtamices (microscreens).

3.7.3. *Microtamices giratorios*

Los microtamices giratorios, más conocidos como tambores rotatorios, son una alternativa a la sedimentación primaria (Tchobanoglous and Burton, 1991). Estos usualmente constan de una fina malla, de 60 a 200 μm de tamaño de poro, en forma de tambor giratorio o discos por donde pasan las aguas residuales. Las partículas retenidas sobre la malla son recolectadas en un canal para residuos. Cripps and Kelly (1996), reseñan los microtamices giratorios disponibles comercialmente y concluyen que la mayoría son utilizados en el tratamiento de agua con fines de potabilización. Son elaborados especialmente dadas las características del efluente y utilizados en los cultivos de peces en donde el gran flujo de agua que pasa por el tamiz (capacidad hidráulica) y el pequeño tamaño de poro es el necesario para separar los sólidos. El flujo perpendicular de agua pasa a través de los microtamices, donde se consigue retener partículas en las bandas o cinturones filtrantes.

El tamaño del poro, la velocidad de rotación del tambor y el retrolavado puede ser ajustado dada la aplicación. En orden de minimizar la cantidad de agua requerida para el retrolavado y maximizar la concentración de sólidos, las unidades avanzadas pueden ser operadas periódicamente. A medida que se van acumulando las partículas sobre el tamiz estático, la caída de presión se incrementa y se utiliza un indicador de nivel para iniciar la rotación y la operación de retrolavado cuando la diferencia de altura del agua al otro lado del tamiz excede un valor predeterminado (Cripps and Bergheim, 2000). En los tamices de alto flujo, tales como las aplicaciones en acuicultura, varias unidades compuestas de tambor o de discos son operados en forma paralela. Esto también permite tener una unidad extra para la reparación o mantenimiento.

La eficiencia de tratamiento del tambor filtrante ha sido examinada en varios trabajos, incluyendo Ulgenes (1992), Ulgenes and Eikebrokk (1992) y Twarowska *et al.* (1997). Durante estas pruebas conducidas por el laboratorio Hidrotécnico de Noruega, la eficiencia de tratamiento con un tamaño de poro de 60 μm en el tambor, varía considerablemente en los rangos de SS (67-97%), TP (21-86%) y TN (4-89%). Sin embargo, Twarowska *et al.* (1997), consiguieron remociones con tasas bajas de sólidos de 36,5% utilizando tamices con el mismo tamaño de poro (60 μm). Por lo tanto, la eficiencia depende de la concentración de sólidos, de las características del efluente y de las técnicas de pre-tratamiento aplicadas (Cripps and Bergheim, 2000).

Estudios realizados por distintos autores ; Liltved and Hansen, 1990; Bergheim *et al.*, 1991; Ulgenes, 1992; Bergheim *et al.*, 1993), tienen pruebas de eficiencia en el tratamiento, usando tamices en un disco *Unik* disponible en el mercado. Los resultados son similares a los obtenidos con un tambor rotatorio. La eficiencia estimada utilizando esta unidad varía considerablemente debido a las variaciones

en la calidad del efluente y al tamaño de poro de los tamices seleccionados (Ver Tabla 2).

Kelly *et al.* (1997) lograron una reducción en la concentración de SS y TP mediante el uso de filtros con poros de menor tamaño que los usados por Cripps (1995), obteniendo una reducción de 33% a 77% en filtros de 100 μm , y con filtros de entre 25-30 μm , se obtuvo una reducción de 71 y 64%, respectivamente. Ambos estudios indican el valor del cribado de sólidos en un filtro de tamaño de poro de aproximadamente 60 μm .

Ulgenes (1992), probando tamices con tamaños de poro 250-120 μm , obtuvo un amplio rango de eficiencia en remoción de sólidos entre 16-94%. Mientras que Bergheim *et al* (1991), lograron un promedio del 40% de material seco suspendido (SDM) removido, utilizando tamices de 350 y 60 μm . (Litved (1988), citado por Cripps and Bergheim, 2000) obtuvo una baja remoción de sólidos totales (TS) del 20%, usando tamaños de poros relativamente grandes, entre 1600 y 600 μm ; sin embargo, durante las operaciones de lavado del estanque, este valor se incrementó al 80%. La baja eficiencia de remoción podría ser atribuida a la baja concentración de partículas en el efluente y al gran tamaño de poros en los tamices empleados (Cripps and Bergheim, 2000). Otro estudio demuestra que los efluentes de estanques de producción de salmón adulto del atlántico que fueron tratados utilizando un filtro giratorio Unik (URF) de microtamices sumergidos, con el tamaño de las mallas de 350 a 60 micras, el promedio en eficiencia de remoción de sólidos en suspensión y fósforo total fue de 63-68% (Bergheim *et al.*, 1993).

Tabla 2. Resumen de eficiencias de tratamiento para sólidos suspendidos, fósforo total y nitrógeno total, utilizando varios tamaños de poro en tamices.

Tamiz / Membrana	Tamaño poro (μm)	Remoción del parámetro de calidad del efluente (%)			Referencia
		SS	TP	TN	
Unik	350 y 60	40	40	7-30	Bergheim <i>et al.</i> (1991)
	250 y 120	16-94	18-65	1-49	Ulgenes (1992)
	250 y 60	67-73	43-74	38-67	
Membrana Nylon	100	30	30	14	Cripps (1995)
	65	42	36	23	
Triángulo	65	-	40-80	-	Makinen <i>et al.</i> (1988)

Fuente, Cripps (1995).

Todas estas estrategias tienen un efecto positivo en la reducción de sólidos en los efluentes piscícolas. Sin embargo, la implementación de estas opciones puede acarrear problemas de altos costos (Bergheim and Brinker, 2003).

3.8. GEOTEXTILES NO TEJIDOS

El geotextil no tejido es una manta flexible, de poco peso y espesor, constituida por fibras poliméricas extruidas o estiradas, filamentosas o aplanadas, fabricadas por procesos de origen textil, con trama entrecruzada sin un orden preferente.

Cuando al geotextil se le exige durabilidad, se fabrica con fibras o filamentos obtenidos de polímeros, los cuales son resistentes a los ataques de microorganismos y bacterias. Los polímeros más utilizados en la manufactura de las fibras de geotextiles son el polipropileno, poliéster, polietileno, poliamida y poli acrílico, presentando fibras con propiedades mecánicas similares. Los polímeros apropiadamente formulados se hacen en fibras (o hebras, donde una hebra consiste de una ó más fibras), fundiéndolas y forzándolas a través de un carrete. Los filamentos de fibra resultantes son luego transformados por uno de tres métodos: seco, húmedo ó fundido.

La mayor parte de fibras geotextiles se hacen por el proceso de fundido; ellas incluyen poliolefinas, poliéster y nylon. Aquí el endurecimiento es por enfriamiento y simultáneamente son estiradas, el estirado reduce el diámetro de la fibra y ocasiona que las moléculas en la fibra se acomoden en una disposición ordenada. De esta forma se incrementa la resistencia de las fibras, su elongación en la falla disminuye y su módulo se incrementa. Así se pueden alcanzar una gran variedad de respuestas de esfuerzos vs. deformaciones. Esos monofilamentos también se pueden trenzar juntos para formar una hebra multifilamento. La fabricación de telas no tejidas es muy diferente de las telas tejidas. Cada sistema de fabricación no tejido generalmente incluye cuatro pasos básicos: preparación de la fibra, formación del tejido, unión del tejido, y tratamiento posterior.

Los geotextiles no tejidos pueden ser de fibra corta ó filamento continuo; los de fibra corta se obtienen a partir de fibras o filamentos de longitud comprendida entre 50 y 150 cm, y los de filamento continuo se obtienen por hilado directo de un polímero y posterior formación de la napa (superposición de fibras o filamentos ordenados aleatoriamente). Debido a que el geotextil no tejido se fabrica a partir de filamentos ondulados entrelazados al azar, tiene la característica de responder uniformemente en cualquier dirección de su plano (Koerner, 1994. Piegari, 2005). Para la fabricación de las telas geotextiles, las fibras se unen por vía seca (agujeteado) o por vía fundida (termosoldada).

3.8.1. Geotextiles punzonados por agujas.

Se forman a partir de una superposición de fibras o filamentos ordenados aleatoriamente (napa) que se consolida al pasar por un campo de agujas en la máquina punzonadora (Ver figura 2a). Dichas agujas se mueven en un solo sentido alternativo, subiendo y bajando muy rápidamente, penetrando en la napa y

entrelazando las fibras. La frecuencia de golpes o penetraciones de las agujas va consolidando el geotextil no tejido. Los geotextiles fabricados por este proceso tienen buenas prestaciones mecánicas, manteniendo parte del espesor de la napa el cual les confiere mayor estructura tridimensional, gran elongación (pueden estirarse desde un 40% hasta un 120% o más, antes de entrar en carga de rotura) lo que les proporciona muy buena adaptabilidad a los terrenos, unas excelentes propiedades para protección (suele denominarse efecto colchón) y muy buenas funciones de filtración y separación.

3.8.2. Geotextiles no tejidos termosoldados.

Se forman a partir de una napa en la que la unión de fibras y consolidación del geotextil se logra por fusión de las fibras y soldadura en los puntos de intersección mediante un calandrado a temperatura elevada (Ver figura 2b). Su espesor y su elongación son algo inferiores a la de los agujados, por lo cual su transmisividad y permeabilidad son menores, tienen buenas prestaciones mecánicas y poca adaptabilidad (Koerner, 1994).

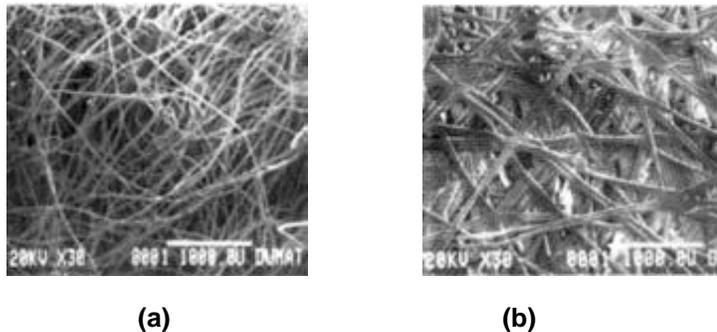


Figura 2. (a) Geotextil no tejido punzonado por agujas. (b) Geotextil no tejido termosoldado.

3.8.3. Función de Filtro

Esta función impide el paso a través del geotextil de determinadas partículas (según sea el tamaño de dichas partículas y el del poro del geotextil) sin impedir el paso de fluidos o gases. En la práctica, se utiliza el geotextil como filtro en muchos sistemas de drenaje. En los embalses con sistema de drenaje en la base, a fin de localizar posibles fugas, se utiliza como filtro en los tubos de drenaje a fin de evitar el taponamiento de los orificios de drenaje de dichos tubos (Koerner, 1994). En general existen diversas aplicaciones de geotextiles no tejidos como medios filtrantes en la ingeniería moderna (ver anexo D).

Un estudio realizado por Mendonça *et al.* (2004) propuso la deshidratación con filtros geotextiles y arena en lechos de secado de lodos proveniente de desechos de la producción de combustibles y lubricantes de origen fósil. El método propuesto consistió en separar el agua del lodo, con el objetivo de obtener agua con bajos contenidos de petróleo, lo que ayudaría a un tratamiento mas fácil de estos vertimientos y a la vez, obtener un lodo deshidratado, el cual puede ser reutilizado en la industria de cementos o cerámica. Los resultados demostraron que el lecho con geotextiles tuvo una retención satisfactoria de petróleo y grasas, generando un fluido drenado con bajos valores de carbono orgánico disuelto (COD) y niveles aceptables de biodegradabilidad, por lo que puede ser posteriormente tratado con sistemas biológicos convencionales.

3.8.4. Aplicaciones de geotextiles no tejidos en tratamiento de aguas.

EL geotextil no tejido tiene unas características hidráulicas particulares que lo hacen un excelente medio filtrante. 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), 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). Estas características hidráulicas y en especial el tamaño de abertura son muy convenientes para el estudio de estos materiales como medios filtrantes para tratamiento de aguas y en nuestro caso, las provenientes de piscifactorías, debido a que muchos de los componentes contaminantes del agua en especial los sólidos suspendidos tienen características como el tamaño de partícula que los hacen susceptibles a ser removidos por materiales como los geotextiles no tejidos.

El uso de mantas no tejidas 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. Una comparación realizada por Graham *et al.* 1994 (citado por Fernández *et al.*, 2001) de la filtrabilidad típica de un medio filtrante de FLA con una manta de área superficial específica de aproximadamente 2000 m^2/m^3 , sugiere que esta presenta un coeficiente de filtración 4.4 veces mayor que la arena. Por otro lado, la porosidad de la arena de (40% - 50%) es menor que en la manta (90%), por lo tanto, la manta presenta una mayor posibilidad de almacenamiento de lodo y bacterias que la arena. Sin contribuir significativamente al desarrollo de la pérdida de carga debido a la gran área superficial específica que presentan (Fernández *et al.*, 2001).

Los geotextiles no tejidos también se han estudiado como medios filtrantes en biofiltros para tratamiento de aguas residuales domésticas. Roy *et al.*, (1998) usando cargas superficiales entre 0.4 y 1.8 m^3/d encontraron que el efluente del

biofiltro tenía una concentración de DBO y SST por debajo de los 10 mg/L. Otro estudio demostró que usando cargas superficiales similares entre 0.41 y 1.22 m/d en un periodo de 7 meses, se generaron unas eficiencias de remoción de DBO₅ y SST hasta del 97 % y una degradación casi completa del nitrógeno amoniacal (Leverenz, 2000. Citado por Gagnon *et al.*, 2006).

Un estudio realizado en el 2006 por Gagnon *et al.* en Canadá, demostró que un biofiltro con geotextiles de 95% de porosidad, puede remover gran cantidad de sólidos suspendidos obteniendo un efluente de entre 11 y 7 mg/l de sólidos suspendidos superando la norma canadiense de 20mg/L, lo que confirma que son un excelente medio filtrante para retención de material en suspensión.

Según Gagnon, el desarrollo de filtros textiles tiene un futuro prometedor en el campo de tratamiento de aguas residuales in situ. Sin embargo, es necesario realizar más investigaciones en relación a estos materiales.

4. METODOLOGÍA

4.1. ZONA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la estación piscícola a pequeña escala de Chiliglo, administrada por la cooperativa de trabajo asociado Coconuco (ver figura 3). La estación está ubicada en la vereda de Chiliglo del corregimiento de Coconuco, municipio de Puracé (Ver anexo A). Situado a 2.850 m de altitud, tiene una temperatura media anual de 16 °C. Sus tierras se distribuyen en los pisos térmicos frío y de páramo y tiene un promedio de precipitaciones de 1.811 mm. Condiciones climáticas perfectamente aptas para el cultivo de la trucha arcoíris

La estación piscícola de Chiliglo cuenta con 14 estanques en tierra para iniciación, levante y engorde, de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y uno adicional para pesca deportiva. Poseen un sistema compuesto de una bocatoma en el río Changue, de donde se toma un caudal de aproximadamente 50 L/s, un canal abierto de conducción a dos desarenadores y un canal abierto de distribución, encargado de suministrar el agua a cada uno de los estanques. El flujo de agua es constante, con un caudal promedio de 3.5 L/s para cada estanque (Cooperativa de trabajo asociado Coconuco, 2008).



Figura 3. Ubicación de la estación piscícola Chiliglo (Coconuco).

4.2. CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA

El sistema estudiado consta de un estanque en tierra y fondo revestido en concreto, con un filtro geotextil ubicado al final del estanque, antes de la tubería de desagüe; la entrada y salida de agua se efectúan por tuberías de 4 pulgadas de diámetro. Las dimensiones del estanque se encuentran en la tabla 3. El sistema de filtración consiste en una estructura de madera, que contiene dos telas geotextiles no tejidas PAVCO de referencia NT 1600. Las características del geotextil se encuentran en la tabla 4.

Tabla 3. Dimensiones del estanque en tierra

Dimensiones	Valores
Largo (m)	11.8
Ancho (m)	2
Profundidad (m)	1.2
Borde libre (m)	0.3
Pendiente (%)	3.22

Tabla 4. 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

Fuente: www.pavco.com.co

4.3. OBJETIVO 1

Evaluación de la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en los estanques de trucha

Se realizaron 3 periodos de muestreo, en donde el primer periodo fue a modo de prueba, en el que se evaluó la metodología aplicada, para identificar las variables y factores que afectan el desarrollo del estudio y establecer los procedimientos de análisis de laboratorio necesarios.

Para dar inicio al primer periodo de muestreo, se procedió a lavar el estanque de levante y engorde, ya que en el fondo se encontraba acumulado lodo proveniente de los desechos de producción. Luego se reanudó el flujo de agua en el estanque y se reincorporaron 1000 truchas juveniles, cantidad sugerida para el normal

funcionamiento, con peso promedio de 150 gr c/u, para una densidad de siembra igual a 7 kg/m³ (Ver anexo A, figuras 2 y 3). Posteriormente, se instaló el sistema de filtración de forma perpendicular al flujo, compuesto de los tamices geotextiles no tejidos.

El segundo periodo de muestreo se realizó a los 15 días de lavado del estanque y el tercer periodo se efectuó cuando el estanque tenía un mes de uso. Cada periodo de muestreo tuvo una duración de 5 días. Los formatos de muestreo se encuentran en el anexo B.

Con el objetivo de evaluar la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en el estanque con el uso del tamiz se tomaron muestras de agua antes y después del geotextil para determinar las variaciones de sólidos suspendidos por medio de procedimientos de análisis de laboratorio. Se realizaron dos muestreos diarios, uno a las 9 a.m. y el otro a las 10 a.m. También se evaluaron otros parámetros fisicoquímicos de apoyo al parámetro de estudio (Ver tabla 5).

Tabla 5. Parámetros medidos en el efluente del proceso de levante-engorde.

Parámetros	Frecuencia	Método
Sólidos en suspensión	1d	Gravimétrico SM 2540 D
Turbiedad	1d	Nefelométrico 2130 B
Caudal	4d	Volumétrico
pH	2d	Electrométrico SM 4500-H ⁺ B
Temperatura	2d	Electrométrico 2550 A

1d: muestreo de una vez por día.

2d: muestreo dos veces por día.

Para el último día de cada periodo de muestreo, se realizó un seguimiento del comportamiento del tamiz geotextil en el momento en que se llevaba la alimentación de las truchas. Se tomaron 4 muestras de agua cada 10 minutos, desde el momento inicial de la alimentación, para posteriormente realizar el análisis de los sólidos suspendidos y la turbiedad.

4.4. OBJETIVO 2

Estudio del desarrollo de la pérdida de carga en el geotextil no tejido usado para la remoción de sólidos suspendidos en los estanques de trucha.

Para evaluar el comportamiento hidráulico del sistema, se midió la pérdida de carga que el medio filtrante pudo llegar a generar, instalando un piezómetro (manguera de 1/4 pulgada) antes y después del tamiz; la medida de la pérdida de carga se realizó midiendo la diferencia del nivel del agua antes y después del tamiz de geotextil (ver figura 4). Esta medida se efectuó a un caudal casi constante de 3.5 l/s, debido a que las variaciones del caudal afectan considerablemente la pérdida de carga. Para ello, se realizaron 5 aforos de caudal durante cada jornada de muestreo, utilizando el método volumétrico, para regular el flujo de agua en el estanque. Además, se obtuvo la colaboración del operario de la estación para controlar las posibles variaciones de caudal que se presentaran durante el periodo de funcionamiento de filtro. Los datos de caudal obtenidos en cada jornada de muestreo se promediaron para evaluar el comportamiento hidráulico del estanque.

La frecuencia de valoración de la pérdida de carga fue diaria, durante los tres periodos de muestreo.

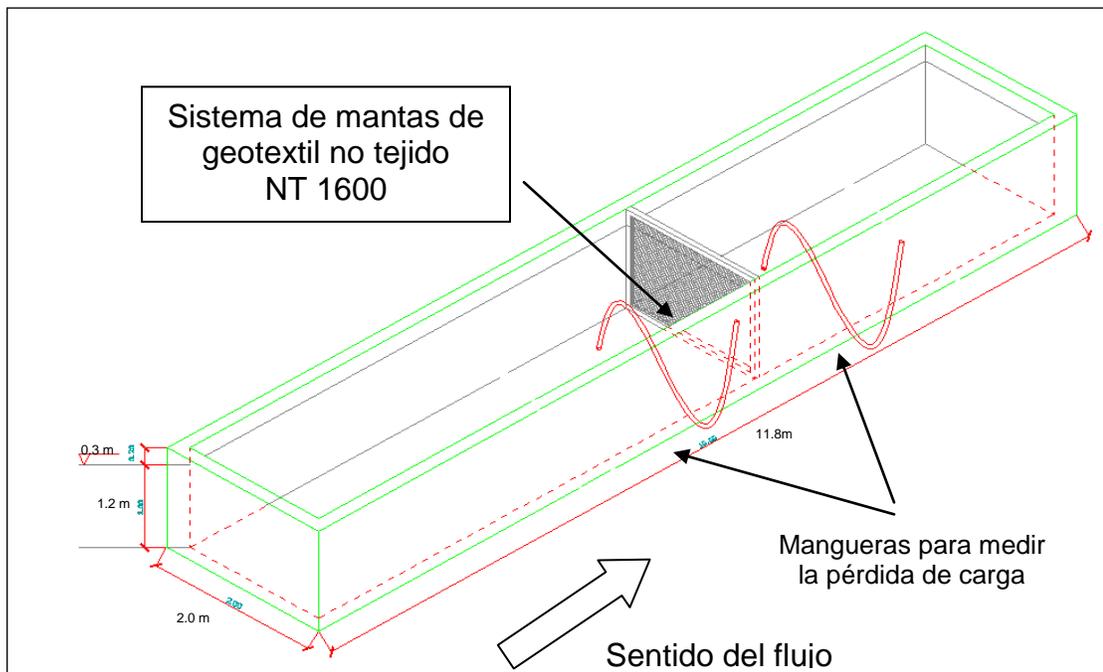


Figura 4. Sistema de filtración evaluado

4.5. OBJETIVO 3

Evaluación del impacto en el control de la contaminación por nutrientes y materia orgánica en estanques que utilizan geotextiles no tejidos como medio filtrante.

Para la evaluación del impacto en el control de la contaminación por nutrientes y materia orgánica en el estanque, se tomaron muestras de agua antes y después del geotextil, para determinar las variaciones de los nutrientes que se encuentran en el estanque como fósforo y nitrógeno; además también se determinaron las variaciones de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Todo esto por medio de procedimientos de análisis de laboratorio que se realizaron en el laboratorio de ingeniería ambiental de la facultad de ingeniería civil de la Universidad del Cauca. En este caso, también la frecuencia de muestreo fue diaria, durante los tres periodos de muestreo (ver tabla 6).

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos medidos en el estanque

Parámetros	Frecuencia	Método
Nitrógeno total	1d	Kjeldahl 4500 N _{org} B
Fósforo total	1d	Digestión – Cloruro Estañoso, SM 4500-P B y D
DBO	1d	Volumétrico Winkler SM 5210 B
DQO	1d	Volumétrico de reflujo abierto SM 5220 B

1d: muestreo de una vez por día.

La determinación de todos los parámetros fisicoquímicos se realizaron conforme a los métodos analíticos descritos en el Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos durante los dos periodos de muestreo realizados.

5.1. PARÁMETROS HIDRÁULICOS

En la tabla 7 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. En el anexo C (tabla 1) se reporta la información detallada de estos parámetros.

Tabla 7. Valores medios de los Parámetros hidráulicos.

	Caudal (L/s)		Velocidad Filtración (m/h)		Carga Superficial (m/d)	
	Periodo 1	Periodo 2	Periodo 1	Periodo 2	Periodo 1	Periodo 2
Promedio	3,38	3,39	6,75	6,78	12,35	12,40
Desviación E.	0,12	0,21	0,22	0,41	0,41	0,76
Máximo	3,52	3,66	7,00	7,32	12,81	13,40
Mínimo	3,27	3,1	6,54	6,20	11,97	11,35
No. Datos	5	5	5	5	5	5

5.1.1 Caudal

Los datos de caudal promedio para cada periodo de muestreo se lograron mantener casi constantes, durante todo el estudio, en valores cercanos a 3.5 L/s. De acuerdo con Merino (2005), la cantidad de agua necesaria depende de la producción esperada; se estima que la producción de 1 tonelada de trucha requiere un caudal entre 14 y 16 L/s. Teniendo en cuenta que la producción esperada en el estanque es de 250 kg, se puede afirmar que el caudal promedio obtenido aporta la cantidad necesaria para el cultivo.

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) 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 (ver anexo C, tabla 1), considerando los criterios de diseño de un sedimentador de flujo horizontal (Crites y Tchobanoglous, 2000, RAS, 2000)

5.1.2 Pérdida de carga hidráulica

El desarrollo de la pérdida de carga a través del tiempo se presenta en la figura 5. Los resultados de la pérdida de carga obtenidos durante el estudio se presentan en el anexo C (tabla 1).

El comportamiento de la pérdida de carga en un periodo de 5 días de funcionamiento del filtro geotextil muestra un crecimiento de forma exponencial, como se muestra en la figura 5, 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) en filtros lentos de arena, utilizando geotextiles NT 1400 y NT 2000, en donde los valores de pérdida de carga fueron menores a 10 cm, en una carrera de filtración de 90 días.

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.

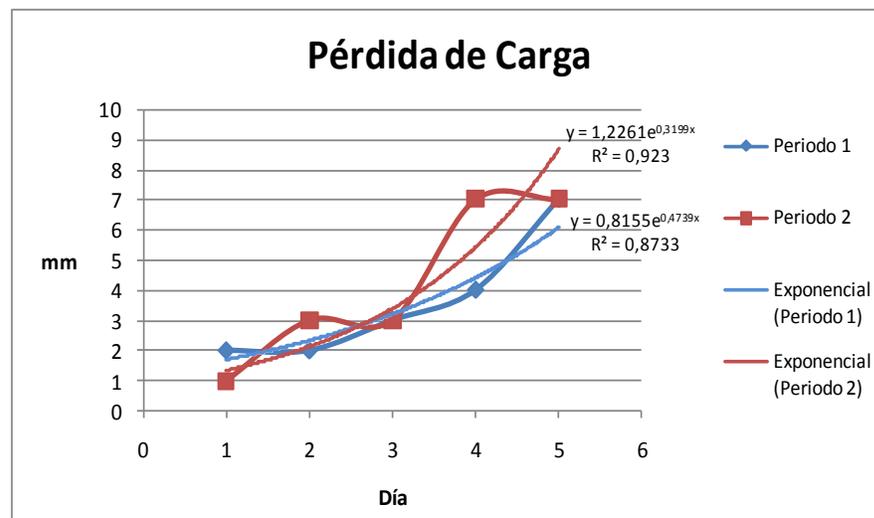


Figura 5. Comportamiento de la pérdida de carga en los dos periodos de muestreo.

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), 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. Sin embargo, existen varios factores que provocan la resuspensión de las partículas retenidas en el fondo, como por ejemplo, la agitación generada por los peces dentro del estanque, particularmente durante el proceso de alimentación, lo cual incrementa el volumen de lodos en el geotextil que puede afectar la pérdida de carga hidráulica.

Teniendo en cuenta el crecimiento exponencial de la pérdida de carga a través del tiempo y las curvas de ajuste obtenidas, se realizó una estimación de la pérdida de carga, considerando que el funcionamiento del sistema con el geotextil se prolongara a 10 días (ver figura 6). Se encontró que para el periodo 1, la curva de tendencia muestra que el desarrollo de la pérdida de carga en el estanque no superaría los 3 cm. Caso contrario se presenta en la curva de tendencia para el segundo periodo, en donde la alteración en el nivel de agua alcanzaría valores alrededor de los 9 cm. Sin embargo, al realizar una curva promedio con los resultados de cada periodo de muestreo, la pérdida de carga generada estaría alrededor de 5 cm, con un valor en el coeficiente de determinación R^2 (0.977), que no afectaría la operación del estanque.

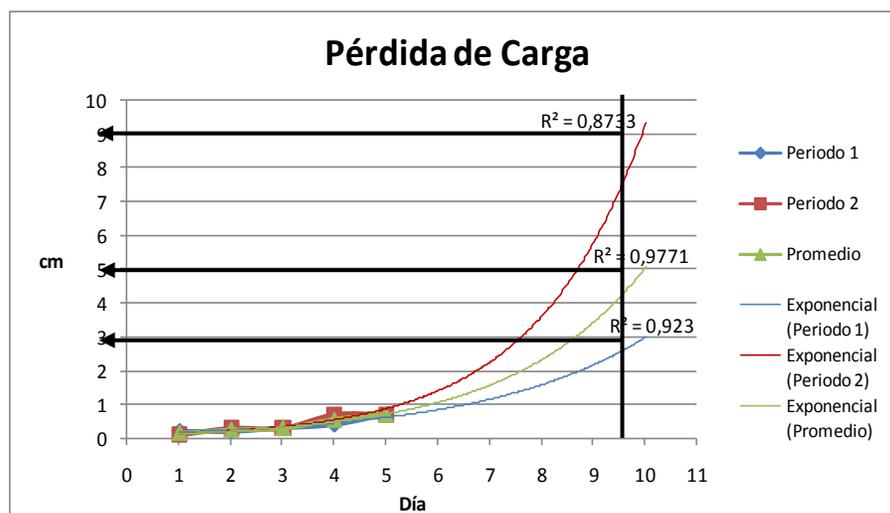


Figura 6. Aproximación de tendencia de la pérdida de carga para los 2 periodos.

5.2. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

En la tabla 8 y 9 se presentan las estadísticas descriptivas de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los dos periodos de muestreo, mientras que en las figuras 7 a 12 se presenta su comportamiento en el tiempo. En el anexo B se encuentran los resultados obtenidos para cada parámetro, punto y día de muestreo obtenidos durante los dos periodos de muestreo realizados.

Tabla 8. Valores medios obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del primer periodo de muestreo

	SS (mg/l)		T (NTU)		OD (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO ₅ (mg/l)		PT (mg/l)		NT (mg/l)		pH	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
Promedio	9,40	3,20	5,00	3,80	7,95	7,96	10,54	5,56	2,37	1,77	0,08	0,06	-	-		
Desviación E.	5,25	1,23	0,67	0,42	0,54	0,65	2,75	1,84	0,41	0,35	0,02	0,02	-	-		
Máximo	21,00	6,00	6,00	4,00	8,80	9,20	13,10	8,60	2,86	1,99	0,10	0,08	-	-	7,58	7,67
Mínimo	3,00	2,00	4,00	3,00	7,40	7,40	6,20	3,70	2,00	1,17	0,06	0,02	-	-	6,75	6,74
No. datos	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5	5	5	5	10	10

Tabla 9. Valores medios obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del segundo periodo de muestreo

	SS (mg/l)		T (NTU)		OD (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO ₅ (mg/l)		PT (mg/l)		NT (mg/l)		pH	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
Promedio	10,60	7,70	6,20	5,04	7,19	7,09	20,78	20,38	3,44	2,84	0,10	0,09	0,31	0,28		
Desviación E.	3,89	4,67	1,34	1,24	0,90	0,69	6,59	9,72	0,44	1,08	0,02	0,01	0,09	0,07		
Máximo	17,00	16,00	7,60	6,98	8,90	7,80	28,50	36,70	3,99	4,47	0,13	0,11	0,37	0,32	6,80	6,90
Mínimo	5,00	2,00	4,40	3,47	6,10	6,00	13,90	12,30	2,91	1,57	0,09	0,08	0,16	0,16	6,59	6,70
No. datos	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5	5	5	5	6	6

Donde A= antes y D= después del geotextil

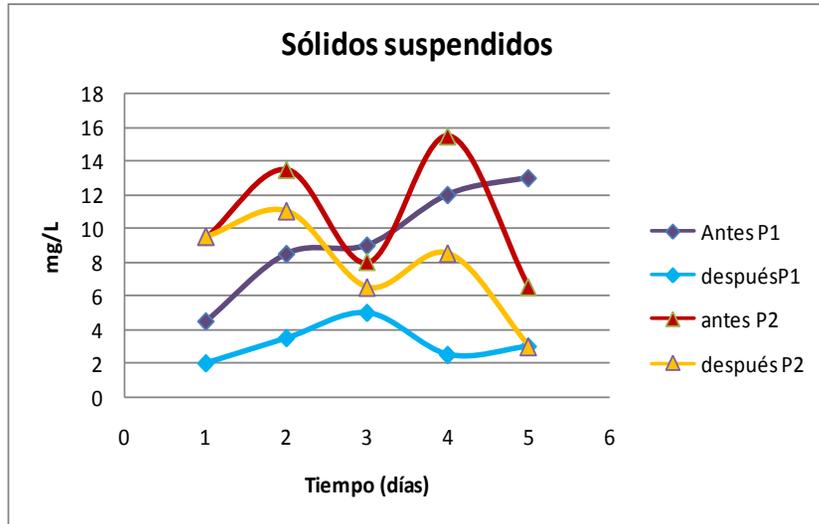


Figura 7. Comportamiento de los SS en los dos periodos.

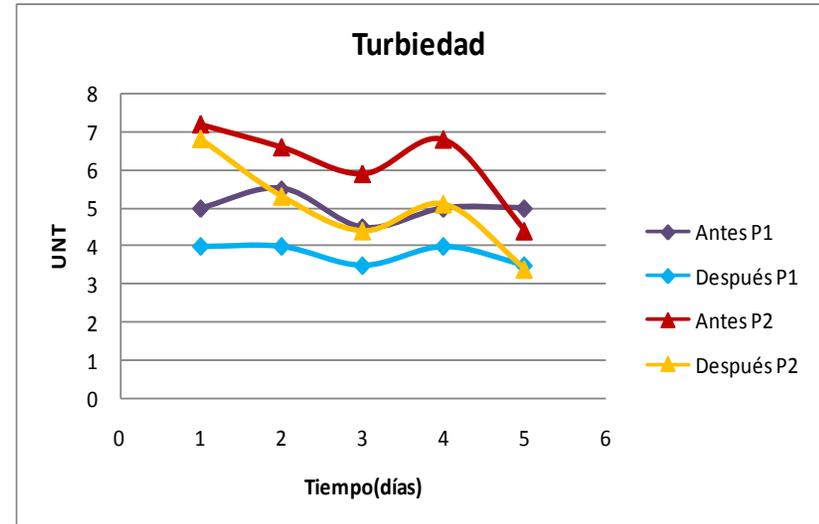


Figura 8. Comportamiento de la turbiedad en los dos periodos

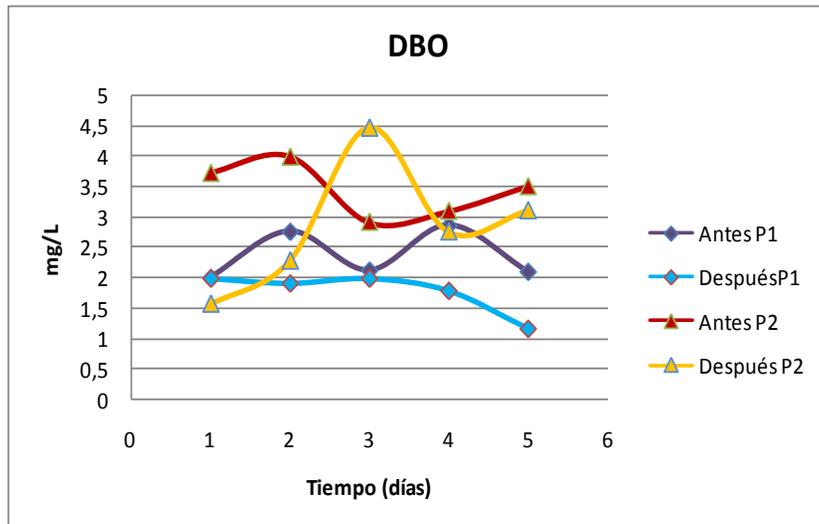


Figura 9. Comportamiento de la DBO en los dos periodos.

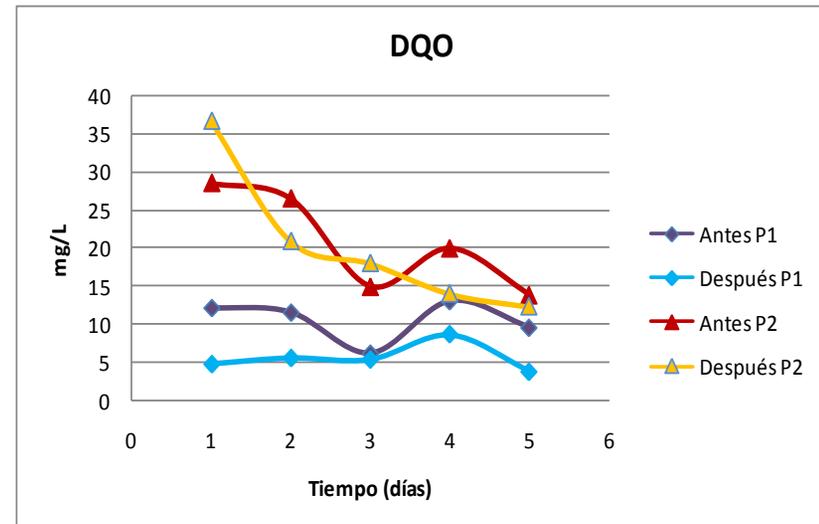


Figura 10. Comportamiento de la DQO en los dos periodos

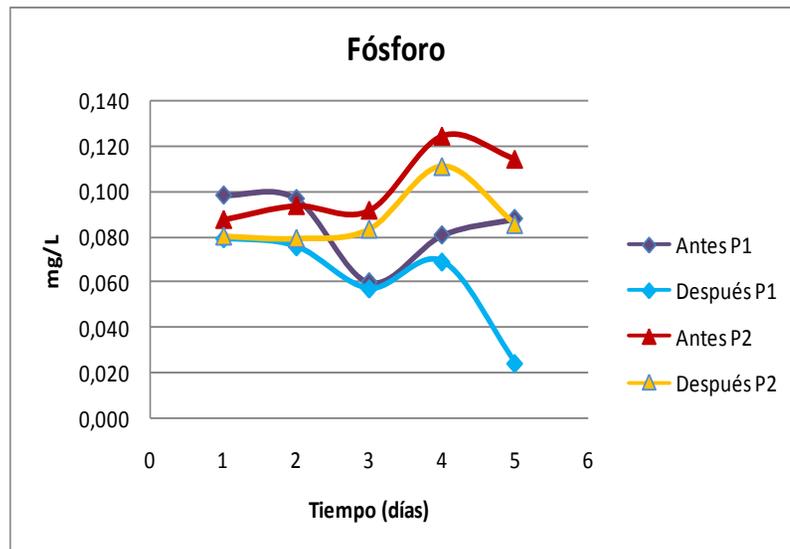


Figura 11. Comportamiento del fósforo total en los dos periodos

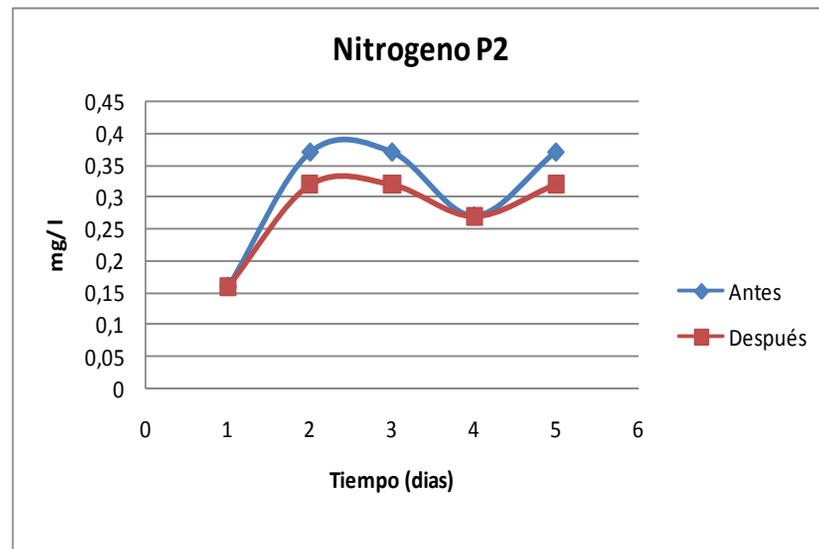


Figura 12. Comportamiento del nitrógeno total en el periodo 2

5.2.1 Sólidos suspendidos

En la figura 6 se presentan los datos obtenidos de sólidos suspendidos (SS), en los dos periodos de muestreo. Estos resultados 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 (ver tabla 8). 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.

En un estudio realizado por Maillard *et al.* (2005) en una piscifactoría de trucha en Virginia (USA), para caracterizar la calidad del agua a largo plazo, en un periodo de seguimiento de 8 meses, con muestreos bimensuales a la entrada y salida de cada estanque, en condiciones normales en el estanque (reposo), para una granja de cultivo de trucha arcoíris que maneja un caudal promedio de 20 L/s por estanque, se reportaron concentraciones de SS a la salida del estanque desde 0 mg/L hasta 43.7mg/L, con un promedio 5.3 mg/L. Al comparar estos resultados con las concentraciones obtenidas en este estudio, se observa que son hasta 50% más altas que las publicadas.

En la piscifactoría el Diviso (Popayán, Cauca), un estudio realizado por Montaña y Sandoval (2008) en un estanque de levante y engorde, para un periodo de operación de 5 y 8 días se reportaron concentraciones promedio de 3.75 mg/L y 6.7mg/L, con un caudal promedio de 50 L/s por estanque; por lo tanto, para este estudio las concentraciones de SS son 36.8% y 64.6 % más altas en comparación con las reportadas en el Diviso.

De acuerdo a los estudios anteriormente mencionados, se encontró que las concentraciones de sólidos hallados en este estudio en el estanque, antes del medio filtrante, son relativamente mayores a los reportados, lo cual puede ser debido al almacenamiento de lodo, su baja posibilidad de extracción junto con la resuspensión, situaciones ocasionadas por las características físicas e hidráulicas del estanque.

Al observar las curvas de SS en el primer y segundo periodo de muestreo, se puede ver que existen 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 63%, y desde 18% hasta 54% en el segundo muestreo con un promedio de 27% (ver figura 13).

Estas fluctuaciones pueden deberse a los factores que controlan la formación de los sólidos en el estanque, como la turbulencia, la concentración de los sólidos y la colonización microbiana (Brinker y Roßsch 2005). Entonces, es posible que si las

partículas permanecen más tiempo en el estanque, se espera que estas sean más pequeñas, ya que las fuerzas destructivas como la turbulencia y la degradación biológica generan procesos de desfragmentación, provocando la disolución de los sólidos (Clark *et al.*, 1985; Alsted 1989, citado por Brinker y Roßsch, 2005), lo cual se ve reflejado en las fluctuaciones que se observan en mayor proporción en la curva del segundo periodo de muestreo.

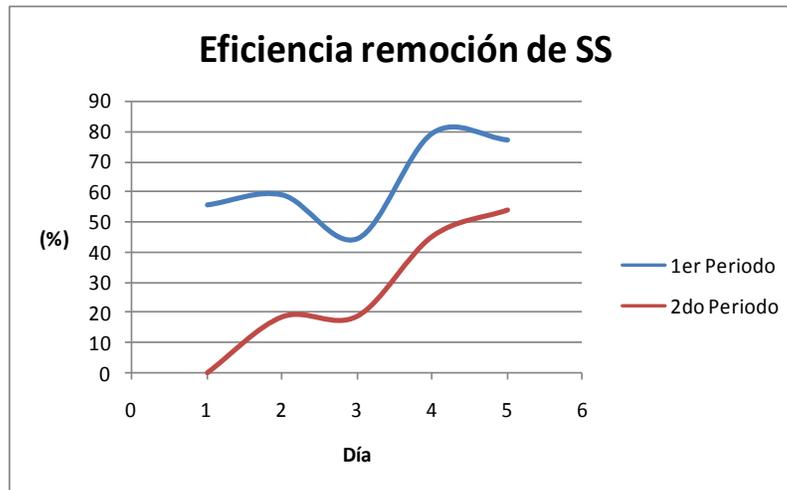


Figura 13. Eficiencias de remoción para sólidos suspendidos

Considerando los resultados obtenidos en términos de eficiencia de remoción de SS en los periodos de muestreo, se puede observar la tendencia a ir aumentando con el tiempo. A medida que pasan los días, la eficiencia de remoción aumenta desde 55 % hasta 76% para el primer periodo y de 0% hasta 54% para el segundo periodo de muestreo.

Respecto a lo anterior, el aumento de la eficiencia a través de los 5 días de operación del filtro ocurre a medida que las partículas se acumulan dentro del tamiz y en la superficie del geotextil; el tamaño de poro aparente de 180µm del geotextil se va reduciendo al punto en el que se empiezan a remover partículas menores al tamaño de poro, fenómeno que se ve reflejado en las tendencias de las curvas de los sólidos suspendidos y en mayor proporción para la curva del segundo periodo.

Un punto a considerar es la disminución de la eficiencia en el tercer día en los dos periodos de muestreo. Durante cada periodo de muestreo se observó que en la superficie del geotextil se acumulaba una capa de material compuesta por sólidos y materia orgánica; esta capa de lodo atravesaba el geotextil formando una especie de musgo muy susceptible al desprendimiento (ver figura 14). Por lo tanto, es posible que parte de este material se desprendiera (trasvase), aumentando la

carga de sólidos después del proceso de filtración, explicando el comportamiento de la eficiencia de remoción de SS.

Al observar las curvas de eficiencia (ver figura 13), al inicio de cada periodo de muestreo las remociones son bajas, en comparación con las obtenidas durante el estudio, exceptuando los resultados del día tres. Este comportamiento de las mantas geotextiles, en términos de eficiencia de remoción, demuestra que su funcionamiento como medio filtrante se incrementa por la formación de la capa o película de lodo en las mantas, que genera una mayor superficie específica para la remoción de sólidos suspendidos (ver figura 14).



Figura 14. Formación de la capa de lodo en la superficie del tamiz

Por otro lado, teniendo como referencia las eficiencias de tratamiento publicadas para sólidos suspendidos, utilizando tamices en discos rotatorios *Unik* de varios tamaños de poro, se puede inferir que los resultados obtenidos con las mantas de geotextil, con tamaño de poro aparente de 180 μm , son similares a los encontrados por Ulgenes (1992), 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 μm . Asimismo, Bergheim *et al.* (1991) logró obtener un promedio de remoción de material suspendido seco del 40%, utilizando tamices con tamaño de poro entre 60 μm y 350 μm .

5.2.2 Seguimiento de los sólidos suspendidos en la alimentación

Los resultados de los parámetros analizados se presentan de la figura 15 a la 18. Las concentraciones de SS que se encontraron antes del tamiz varían desde 5 mg/L hasta 21 mg/L con un promedio de 10 mg/L, y después del proceso de filtración se encuentran en el rango de 2 a 6 mg/L, con promedio de 3.87 mg/L.

Los valores de turbiedad presentados en el análisis se encuentran en el rango de 3 y 7 UNT.

En un estudio realizado por Maillard *et al* (2005) de caracterización del efluente y el lodo producido en un estanque para producción de truchas, en la situación de alimentación se reportan concentraciones de SS a la salida del estanque entre 1.3 – 3.7 mg/L, con un promedio de 2.2 mg/L, con velocidades de flujo promedio de 208.8 m/h (5.8 cm/s) y una densidad de peces de 15.2 kg/m³. Al comparar los resultados de la concentración de SS antes del tamiz con los obtenidos por Maillard *et al* (2005), se puede observar que las concentraciones promedio encontradas son 5 veces más altas, debido a que en este estudio se manejaron unas velocidades de flujo promedio de 6.78 m/h (0.19 cm/s) que favorecen la acumulación de lodo y su resuspensión en el estanque; además, la densidad de peces en nuestro caso está alrededor de 7 kg/m³, cifra que es menor de la reportada por Maillard. También se debe considerar que estos análisis se efectuaron el último día de cada periodo de muestreo y, como se explicó anteriormente, había una mayor concentración de sólidos en el estanque antes del geotextil por la acción del filtro.

En el momento de la alimentación, los peces se encuentran en un estado de excitación debido a la incorporación de alimento al estanque, lo cual genera mezcla y re-suspensión de los sólidos sedimentados y además, parte del alimento no aprovechado por los peces es transportado por el efluente. Por lo tanto, en estas condiciones de agitación, el efluente presenta una mayor concentración de sólidos en suspensión, en comparación con las condiciones normales de reposo en el estanque (ver anexo B, tablas 3 y 4).

Como se puede observar en la figura 13, en la curva de sólidos antes del geotextil para el periodo 1, la cantidad de sólidos suspendidos supera los 20 mg/L en el instante de suministro del alimento. Las eficiencias en remoción de sólidos alcanzan valores máximos de 85.7 y 87.5 %, a los 0 y 10 minutos de la alimentación (ver figura 15). No obstante, el comportamiento de los sólidos y la turbiedad en el agua a través del tiempo muestra un descenso a medida que pasa el momento de alimentación. Después de 20 minutos, la situación en el estanque se puede considerar en reposo y en consecuencia no se genera una re-suspensión significativa de los sólidos; las concentraciones son inferiores a los 10 mg/L y la eficiencia de remoción disminuye a valores semejantes encontrados en los análisis de sólidos suspendidos para el primer periodo de muestreo.

En el segundo periodo, la concentración de los sólidos para el 5 día disminuyó considerablemente, debido a que hubo una interrupción en la alimentación el día anterior. Por lo tanto, en el seguimiento realizado a los sólidos, el comportamiento de los peces por la falta de alimento causó inconvenientes en la toma de muestras en cada intervalo de tiempo, lo que ocasionó que se presentaran resultados que no presentaron una tendencia similar a los encontrados en el primer periodo de muestreo.

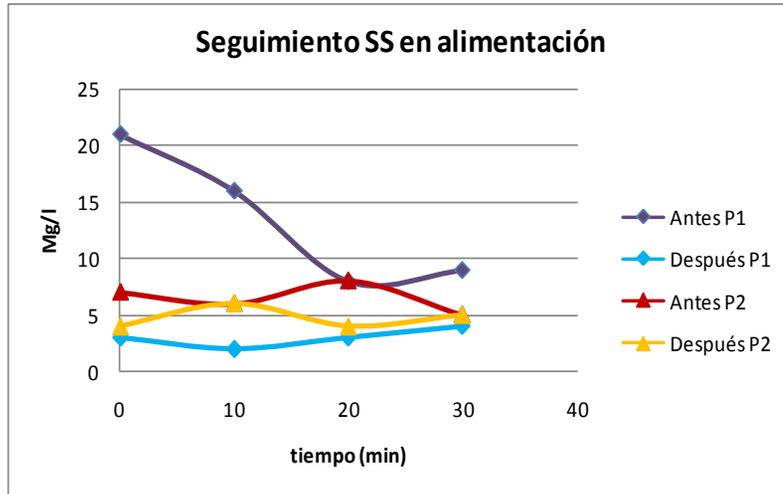


Figura 15. Comportamiento de los sólidos en alimentación

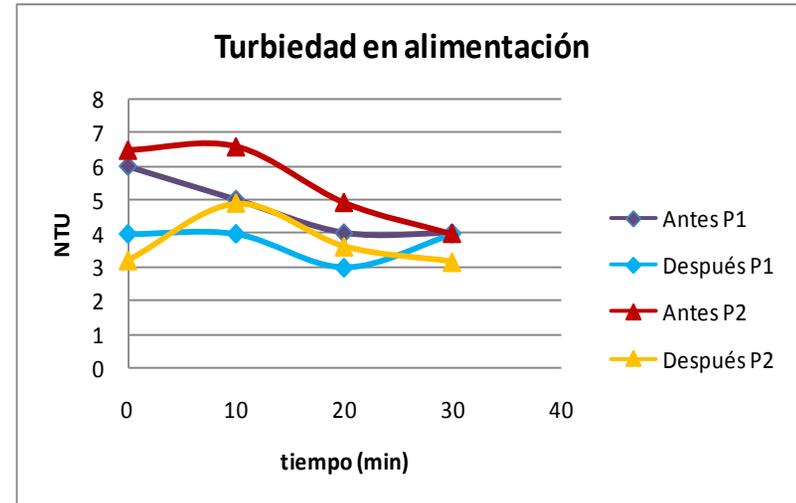


Figura 17. Comportamiento de la turbiedad en alimentación

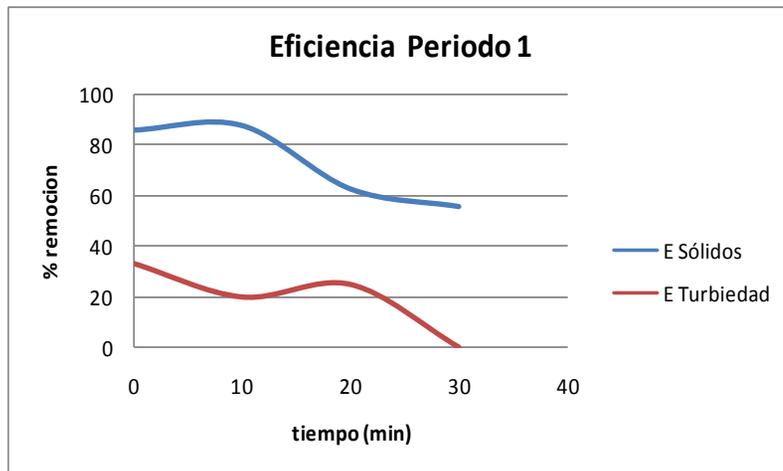


Figura 16. Eficiencia en alimentación primer periodo.

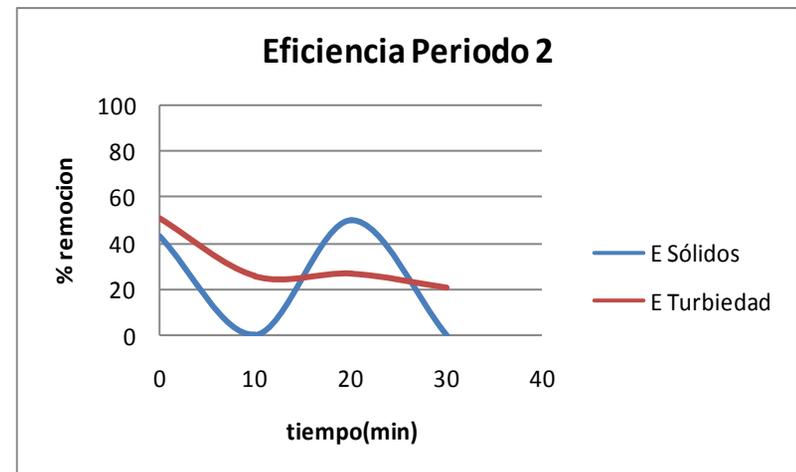


Figura 18. Eficiencia en alimentación segundo periodo

5.2.3 Materia orgánica

Como se observa en la figura 9, en el primer periodo de muestreo se encontraron concentraciones en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) que varían desde 1.17 mg/L hasta 2.86 mg/L, con promedios de 2.37 mg/L antes del filtro geotextil y de 1.77 mg/L después del filtro (ver tabla 8).

Al comparar estos resultados con un estudio realizado en Virginia (USA) para tres granjas truchícolas con cultivos diferentes, las concentraciones promedio en DBO reportadas a la salida del estanque fueron de 1.5, 2.1, 2.5 mg/L (Maillard *et al*, 2005), valores que están dentro del rango obtenido en este estudio. Para el caso de la demanda química de oxígeno (ver figura 10), se encontraron concentraciones que varían desde 3 mg/L hasta 13 mg/L. En el estudio realizado en el Diviso por Montaña y Sandoval (2008), durante un periodo de operación de 8 días de un estanque, las concentraciones promedio de DQO reportadas fueron de 4.67, 7.60, 10.6 mg/L, resultados que también se encuentran dentro del rango obtenido en este estudio.

Estas concentraciones con relación a la materia orgánica (MO) encontrada en el estanque, indican que la acumulación de lodo en el estanque no parece ser alta; esto pudo ser debido a que el estanque presentaba sólo 15 días de operación en el primer periodo de muestreo.

Para el segundo periodo de muestreo, se encontraron concentraciones que varían entre 12.3 - 28.5 mg/L en DQO y de 1.57 - 4.47mg/L en DBO, con promedios de 20.78 mg/L para DQO y 3.44 mg/L para DBO, antes del geotextil. La concentración promedio de la DBO en el segundo periodo resulta ser mayor en un 27.3 % en comparación con la concentración más alta de 2.5 mg/L que reporta Maillard *et al* (2005). A su vez, la concentración de la DQO en el segundo periodo es 51% mayor que la concentración más alta de 10.06 mg/L, reportada por Montaña y Sandoval (2007).

Este aumento en las concentraciones para el segundo periodo no sorprende, 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, los sólidos suspendidos provenientes de la fuente de abastecimiento de agua 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 19 y 20).

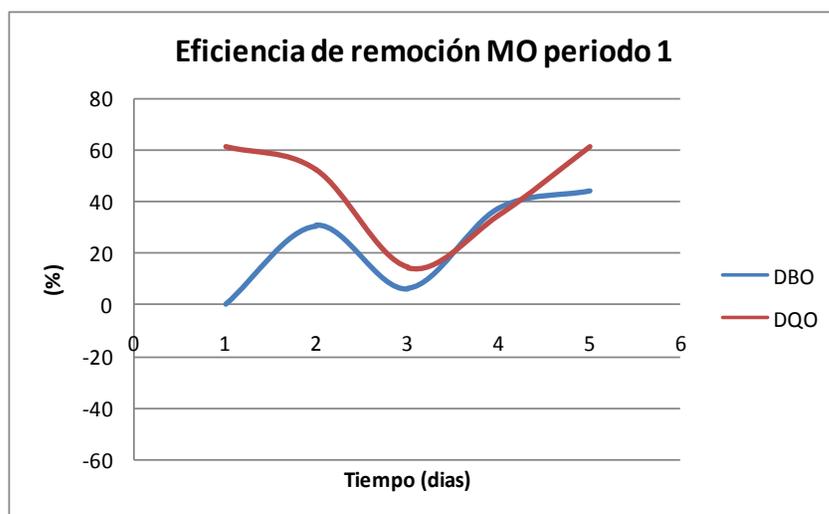


Figura 19. Eficiencias de remoción DBO y DQO en el primer periodo de muestreo

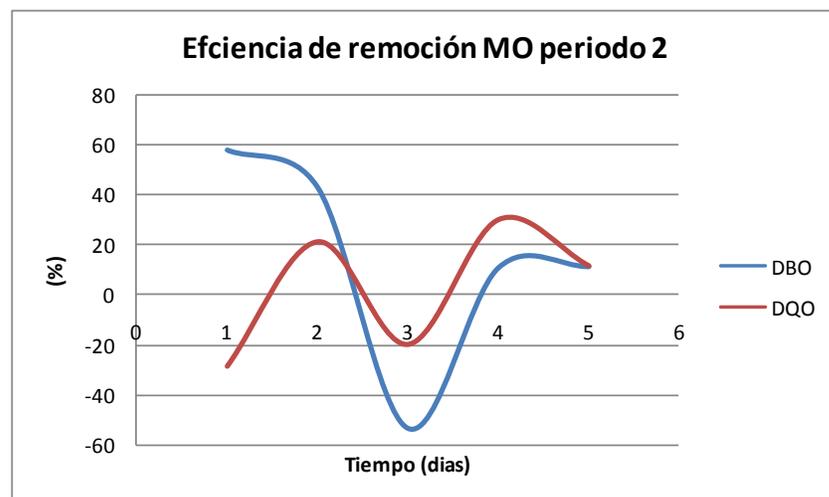


Figura 20. Eficiencias de remoción DBO y DQO en el segundo periodo de muestreo.

En las figuras 19 y 20 se puede observar que hay una disminución considerable en las eficiencias de remoción al tercer día, tanto en el primer periodo como en el segundo; inclusive, para el segundo periodo, en el día 3 se observa un aumento en las concentraciones de DBO y DQO después del proceso de filtración con el tamiz. 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 (ver figura 14), ocasionando que la carga de MO aumentara después del proceso de filtración, explicando el comportamiento de las curvas de DBO y DQO en el tercer día.

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, parece que la tendencia es a ir en aumento a través del tiempo, hasta que suceda otro posible trasvase de materia orgánica proveniente del geotextil.

Los rangos de eficiencias de remoción de MO hallados en este estudio pueden ser bastante grandes, como es el caso de la DBO, encontrándose rangos de 0.5 - 44% para el primer muestreo 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) utilizando tamices con tamaño de poro de 60µm en tambores rotatorios, removieron entre el 21%-80% del total de la DBO₅.

Al promediar las eficiencias de remoción de DBO se encuentra que hubo una remoción de 25% y 17% del total de la DBO para el primer y segundo muestreo respectivamente, lo cual coincide con un estudio realizado por Kelly *et al.* (1997), 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), por lo tanto las eficiencias obtenidas en DBO y DQO se deben principalmente a la remoción de los sólidos suspendidos.

5.2.4 Nitrógeno

Para la medición de este parámetro, se realizó la prueba de nitrógeno total Kjeldahl, que refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos en diversos estados de degradación, urea, aminos, etc.) y el ion amonio NH₄⁺. 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 (ver figura 12, pág 39).

En un estudio realizado por Cripps y Kelly (1996) 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) (ver tabla 1) presenta las concentraciones habituales de efluentes de piscifactorías danesas, de 100 toneladas de producción de trucha arcoíris, en donde estima que el nitrógeno total se encuentra 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 (ver anexo B, tablas 3 y 5). Teniendo en cuenta estas condiciones y de acuerdo con Blanco (1995), podemos afirmar que la mayoría del nitrógeno en el estanque se encuentra en forma ionizada NH_4^+ , ya que las temperaturas bajas y los valores de pH neutros aumentan la concentración de ion amonio en las aguas.

Para el segundo periodo de muestreo, como se mencionó anteriormente, el seguimiento a los nutrientes se efectuó cuando el estanque llevaba aproximadamente un mes de uso, lo que ocasionó que hubiera un aumento en la cantidad de lodo acumulado en el estanque. Esto probablemente favoreció a que se produjeran los procesos de nitrificación causados por la descomposición de la materia orgánica.

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). 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 21).

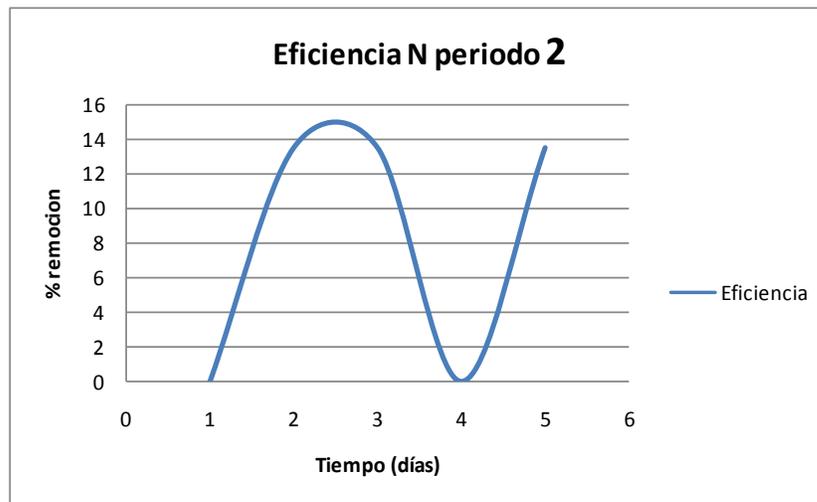


Figura 21. Remoción de nitrógeno en el segundo periodo de muestreo

Teniendo en cuenta que estos resultados se obtuvieron usando un geotextil de tamaño de poro de 180 μm , estas eficiencias son cercanas a los reportadas por Cripps (1995), que utilizó membranas con tamaños de poro más pequeñas, entre 60 μm y 100 μm , encontrando eficiencias que varían desde 14% hasta 23%. Por otro lado, autores como Bergheim *et al.* (1991) y Ulgenes (1992), usaron tamices con tamaños de poro entre 60 μm y 350 μm 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), indican que el porcentaje de nitrógeno en las heces se encuentra en un rango de entre 3.6% a 35%. En cambio, para el nitrógeno disuelto, el porcentaje excretado varía entre 37% a 72%. Otros estudios realizados por Braaten (1991) y Heinen *et al.* (1996) 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.

5.2.5 Fósforo

Los resultados de fósforo total (PT) durante el estudio varían entre 0.024 mg/L y 0.125 mg/L (ver figura 10); 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)

En la figura 22 se presentan las eficiencias de remoción en fósforo que 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 (ver figura 13).

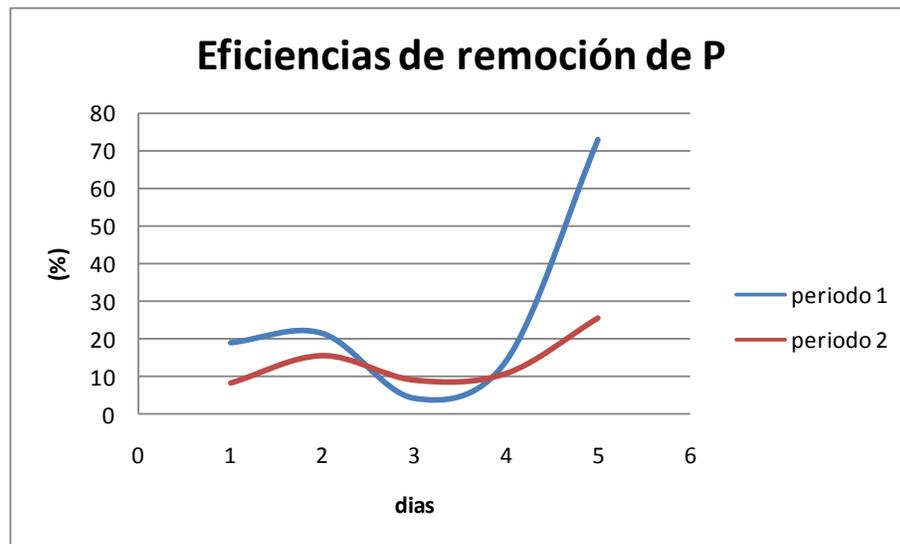


Figura 22. Eficiencias de remoción de fósforo en el estanque.

En cuanto a la forma en que se encuentra el fósforo en los efluentes piscícolas, estudios realizados por Braaten (1991) y Heinen *et al.* (1996) reportan que entre el 50–85% del fósforo encontrado en los estanques piscícolas está en forma de material particulado. Según varios autores (Skonberg *et al.*, 1997; Bureau and Cho, 1999; Sugiura *et al.*, 1999, Piedrahita, 2003), 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.

Con base en esto, puede que más del 60% del fósforo no sea retenido por los peces y sea expulsado en forma de heces al estanque de las cuales, según los mismos autores, solamente entre el 1% y el 60% de este fósforo está disuelto y el resto se encuentra en forma particulada junto con el fósforo que no es absorbido por los peces, debido al alimento no consumido. Por lo tanto, se podría afirmar que la mayor parte del fósforo en el estanque se encuentra en los sólidos suspendidos.

Como se puede observar en la figura 22, 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, que son los valores más bajos reportados en este estudio, que coinciden con la tendencia de 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 eficiencia de remoción (ver figura 13), 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% (ver figura 20), se puede observar que los resultados son similares a los reportados por Ulgenes (1992) con eficiencias entre 18-65%, utilizando tamices *Unik* con tamaños de poro entre 120 y 250 μm , 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 μm para la remoción de los constituyentes piscícolas, encontrando eficiencias de remoción de fósforo muy variables. Tal es el caso de Ulgenes y Eikebrokk (1992) y Twarowska *et al.* (1997), que reportan rangos de remoción entre 21% y 86%, y Cripps (1994) con una remoción entre 47% y 84%. Hay que tener en cuenta que las remociones halladas por estos autores se obtuvieron con filtros de tamaños de poro muchos más pequeños que los geotextiles usados en este estudio, además que estos equipos y materiales llevan décadas de estudio y análisis.

6 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 5 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 μm , 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

En el momento de alimentación de las truchas se genera el fenómeno de resuspensión de los sólidos en el estanque. No obstante, se presentaron eficiencias de remoción máximas con el geotextil de 85.7% en el instante de la alimentación y 87.5% a los diez minutos de suministro del alimento.

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, sin afectar la operación 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.

7 RECOMENDACIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos en el desarrollo de la pérdida de carga y las eficiencias de remoción producidas por la acción del filtro geotextil, se recomienda para posteriores estudios, evaluar la posibilidad de utilizar geotextiles no tejidos con tamaños de poro más pequeños los cuales podrían aumentar la remoción sin generar un impacto significativo en la pérdida de carga

Es importante llevar a cabo un estudio incorporando geotextiles con mayor espesor al sistema de filtración, utilizando diferentes velocidades de filtración para medir el comportamiento de la pérdida de carga y el impacto en la remoción de sólidos suspendidos.

Para llevar a cabo la evaluación del impacto de la contaminación por nutrientes en el estanque, se recomienda realizar análisis a los parámetros como nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos.

Con base en las fluctuaciones halladas en los resultados de la eficiencia de remoción del filtro, es necesario realizar estudios relacionados con la formación de la capa de lodo y el fenómeno de desprendimiento en la superficie del geotextil.

Debido a que este estudio se realizó de manera experimental a escala real y con base en los resultados obtenidos, se plantea la posibilidad de realizar un estudio a escala piloto, en donde se puedan medir y controlar las variables como la velocidad de filtración y la concentración de los constituyentes de los efluentes piscícolas, variables que inciden en el comportamiento de los geotextiles como medios filtrantes en flujo horizontal.

Es necesario efectuar la operación de lavado de las mantas periódicamente para que el geotextil sea reutilizable, además, para que no se generen problemas de trasvase de material orgánico y se pierdan las eficiencias obtenidas en el proceso de filtración.

Debido a que las partículas acumuladas en el geotextil no se adhieren de manera permanente, se recomienda estudiar alternativas para un lavado eficiente y de bajo costo.

BIBLIOGRAFIA

- ACKEFORS, H., ENELL, M., 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *J. Appl. Ichthyol.* 10, 225–241.
- ALANÄRÄ, A., 1992. Demand feeding as a self-regulating feeding system for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in nets pens. *Aquaculture* 108, pp. 347–356.
- 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.
- BERGHEIM, A., CRIPPS, S.J., LILTVED, H., 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. *Aquat. Liv. Res.* 11, 279–287.
- BERGHEIM, A., BRINKER, A., 2003. Effluent treatment for flow through systems and European environmental regulations. *Aqua. Eng.* 27, 61–77.
- BERGHEIM, A., KRISTIANSEN, R., KELLY, L.A., 1993. Treatment and utilization of sludge from landbased farms for salmon. In: Wang, J.-W. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture. Proceedings of an Aquaculture Engineering Conference, 21–23 June 1993, Spokane, WA*. American Society of Agriculture Engineers, St. Joseph, MI, pp. 486–495.
- BERGHEIM, A., SANNI, S., INDREVIK, G., HØLLAND, P., 1993. Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves. *Aquacult. Eng.* 12, 97–109.
- 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.
- BLANCO C. *La trucha – cría industrial*. Ediciones Mundiprensa. Madrid, España. 1995. p. 32-39, 61-87, 205-245, 361-377.

- 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.
- BRINKER, A., ROSSCH, R., 2005. Factors determining the size of suspended solids in a flow-through fish farm. *Aquacultural Engineering* 33 (2005) 1-19.
- BUREAU, D.P., CHO, C.Y., 1999. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture* 179, 127–140.
- CHEN, S., STETCHEY, D., MALONE, R.F., 1994. suspended solids control in recirculating aquaculture systems. in: timmons, m.b., losordo, t.m. (eds.), *aquaculture water reuse systems: engineering design and management*. Elsevier, Amsterdam, PP. 61–100.
- CHEN S, TRUE B, JOHNSON W, 2004. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering* 32: 129–144.
- CHO, C.Y., HYNES, J.D., WOOD, K.R., YOSHIDA, H.K., 1994. Development of high-nutrient-dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture* 124, 293–305.
- Conpes 91 social., 2005. Departamento Nacional de Planeación. Metas y estrategias de Colombia para el logro de los objetivos de desarrollo del milenio – 2015 p. 1-7
- COOPERATIVA DE TRABAJO ASOCIADO “COCONUCO”. Presentación de proyectos para la convocatoria de piscicultura del Incoder. Fortalecimiento de la capacidad productiva de la estación piscícola de Chiliglo, 2008. P. 9-12
- CORMAGADALENA, 2007. Plan parcial de descontaminación en la cuenca del rio grande de la magdalena. Plan de ordenamiento cuenca magdalena – cauca.
http://fs03eja1.cormagdalena.com.co/nuevaweb/POMIN_Oct21_03/index.htm
- CRIPPS, S.J., 1994. Minimizing outputs: treatment. *J. Appl. Ichth.* 10, 284–294.

- CRIPPS S, J., 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. *Aquaculture* 133 (1995) 323-339.
- CRIPPS, S.J., BERGHEIM, A., 1995. Multi-stage waste reduction technology for land-based aquaculture. In: Makkonen, J. (Ed.), *Technical Solutions in the Management of Environmental Effects of Aquaculture*. The Scandinavian Association of Agricultural Scientists, Seminar No. 258, Helsinki, Finland, pp. 50–61.
- 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.
- CRIPPS, S.J., BERGHEIM, A., 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aqua. Eng.* 22, 33–56.
- CRITES, R., TCHOBANOGLIOUS, G., *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Editorial Mc Graw Hill, Colombia. 2000. P. 309-311
- DE LA CRUZ C.A y SALAZAR A.F. Caracterización y estudio de tratabilidad del efluente de estaciones piscícolas (trabajo de grado). Universidad del Cauca, Colombia. 2007.p.42-50
- DERROW, R.W., MEHRABI, A., SUMMERFELT, S.T. and HANKINS, J.A., 1998. Design and testing of a second generation acoustic waste feed monitor. In: Libey, G.S. and Timmons, M.B. Editors, 1998. *Successes and Failures in Commercial Recirculating Aquaculture* Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY, pp. 552–561.
- DROPPA, I.G., LEPPARD, G.G., FLANNIGAN, D.T., LISS, S.N., 1997. The freshwater floc: a functional relationship of water and organic and inorganic floc constituents affecting suspended sediment properties. *Water Air Soil Pollut.* 99, 43–54.
- DURANT, M.D., SUMMERFELT, S.T., HANKINS, J.A., 1995. A field trial of a hydroacoustic waste feed control mechanism in a flow-through tank fish production system with rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). In: Svennevig, N., Krogdahl, Å. (Eds.), *Quality in Aquaculture*. European Aquaculture Society Special Publication No. 23. EAS, Gent, pp. 147–148.
- EIKEBROKK, B., ULGENES, Y., 1993. Characterization of treated and untreated effluents from landbased fish farms. In: Reinertsen, H., Dahle,

L.A., Jørgensen, L., Tvinnereim, K. (Eds.), Fish Farming Technology. Balkema, Rotterdam, pp. 361–369.

- 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 Disponible en internet: <http://cinara.univalle.edu.co/archivos/pdf/77.pdf> visitada en septiembre 2007
- Fondo de Población de las Naciones Unidas (FNUAP), 2001. Disponible en internet: <http://www.unfpa.org/swp/2001/presskit/spanish/foodsp.htm>. visitada en enero 2008.
- FOY, R.H., ROSELL, R., 1991a. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. Aquaculture 96, 31–42.
- GAGNON, ZHIFEI HU, GRAHAM A., 2006. Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater Department of Civil Engineering, Dalhousie University, Halifax, NS, Canada, water research 40 (2006) 1474 – 1480.
- GANDINI, M.A, PÉREZ M.A. Y MADERA C.A. “Política de control de contaminación hídrica en Colombia, elementos de discusión asociados a objetivos de tratamiento”. Instituto Cinara, Universidad del Valle, 2000. Disponible en internet: <http://cinara.univalle.edu.co/archivos/pdf/72.pdf> visitada en enero 2008.
- Geosistemas pavco 2008., Funciones y aplicaciones de geotextiles tejidos y no tejidos. http://www.pavco.com.co/files/data/20080902124448_s_1.pdf
- GROSS A, CLAUDE E. BOYD A, C.W. WOOD, 2000. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. Aquacultural Engineering 2000; 24: 1-14.
- 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.
- KELLY, L.A., BERGHEIM, A., STELLWAGEN, J., 1997. Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. Aquacult. Int. 5, 65–78.

- KOERNER R.M., Designing with geosynthetics, 3 ED. U.S.A., 1994 p. 70-91
- KWEI LIN, YANG YI, 2003. "Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud". Elsevier Aquaculture 226, p. 57-68
- LANDAU, M., 1992. Introduction to Aquaculture. Wiley, New York, p. 440.
- LAWRENCE A., NEILL W., VELASCO M. Efectos de la proteína y el fósforo dietario en la calidad de agua de acuicultura. Memorias del Tercer Simposium Internacional de Nutrición Acuícola, 1996, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México. Disponible en internet. <http://w3.dsi.uanl.mx/publicaciones/maricultura/acuicolalll/pdfs/10.pdf>.
- LILTVED, H., HANSEN, B.R., 1990. Screening as a method for removal of parasites from inlet water to fish farms. Aquacult. Eng. 9, 209–215.
- MACMILLAN, R., 1992. Economic implications of water quality management for a commercial trout farm. National Livestock, Poultry and Aquaculture Waste Management. American Society of Aquaculture Engineers. St. Joseph, Michigan, USA, pp. 185-190.
- MACMILLAN, J.R., HUDDLESTON, T., WOOLLEY, M., FOTHERGILL, K., 2003. Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms. Aquaculture 226, 91–99.
- MAILLARD V., BOARDMAN G., NYLAND J., KUHN D. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms Aquacultural Engineering 33 (2005) 271–284.
- MAKINEN, T., LINDGREN, S., ESKELINEN, P., 1988. Sieving as an effluent treatment method for aquaculture. Aquacult. Eng., 7: 367-377.
- MENDONÇA M.B., CAMMAROTA M.C., FREIRE D.D.C EHRlich M. 2004 A new procedure for treatment of oily slurry using geotextile filters, Journal of Hazardous Materials 110 (2004) 113–118.
- MERINO M., 2005. El cultivo de la trucha arco iris "Oncorhynchus mykiss", Instituto Colombiano de desarrollo Incoder, Ministerio de agricultura y desarrollo rural. Disponible en internet.

<http://www.corpoica.org.co/Archivos/Publicaciones/elcultivodelatruchaarco.pdf>

- 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
- OEI. Organización de Estados Iberoamericanos para la educación la ciencia y la cultura, noticia julio 10 de 2007. Disponible en internet: <http://www.oei.es/noticias/spip.php?article634>, visitada en noviembre 2007.
- PIEDRAHITA R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation Aquaculture 226, 35–44.
- 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>.
- PILLAY. Acuicultura: principios y prácticas. Editorial Limusa. México, 1997. p. 125-143, 176-179, 195-199.
- Proexport. Colombia, perfil sectorial agroindustria. Dirección de Información Comercial Subdirección de Análisis de Inversión (2006). Disponible en internet: <http://www.proexport.com.co/VBeContent/library/documents/DocNewsNo5709DocumentNo5581.PDF>.
- RAS, 2000. Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. Sección II, título E, TÍTULO E. Tratamiento de aguas residuales. República de Colombia, Ministerio de Desarrollo Económico, Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. Bogotá D.C. p E-54.
- RODRIGUEZ H., DAZA P., AVILA M., 2001. Fundamentos de acuicultura continental; Instituto nacional de pesca y acuicultura (INPA); Ministerio de agricultura y desarrollo rural. p. 20,21
- Roy, C., Auger, R., Chenier, R., 1998. Use of nonwoven textile in intermittent filters. Water Sci. Technol. 38 (3),159–166.

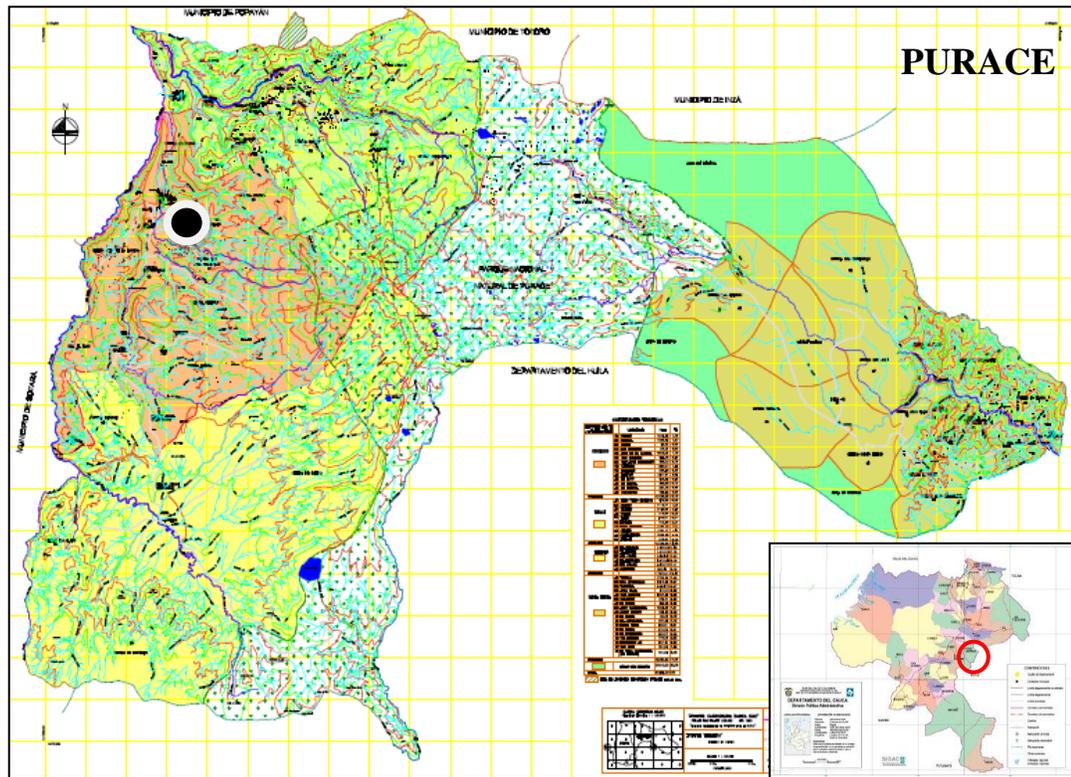
- SALAZAR ARIZA G, 2002. “El cultivo de organismos acuáticos en pequeña escala en Colombia”. Bogotá, D.C. Colombia, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Instituto Nacional de pesca y acuicultura – INPA. disponible en internet:
<http://www.red-arpe.cl/document/AcuiRuralPeqEscalaColombia2002.pdf>
- 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.
- 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.
- SUMMERFELT, S.T., 1999. Waste-handling systems. In: Wheaton, F.W. (Ed.), *CIGR Handbook of Agricultural Engineering*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, pp. 309– 350.
- SANZ F. “La alimentación en piscicultura”. Trouw, España, 2003. Disponible en internet: <http://www.etsia.upm.es/fedna/capitulos/2001CAPXIII.pdf>,
- TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L., 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd edn. McGraw-Hill, New York, p. 1334.
- TEMPORETTI, P. 1998. Dinámica del fósforo en cuerpos de agua con cría intensiva de salmónidos. Ph.D. Dissertation. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina, p. 171.
- TRUE B, JOHNSON W, CHEN S., 2004. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering* 32 129–144
- 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.
- ULGENES, Y., EIKEBROKK, B., 1992. Undersøkelse av utslippsmengder, renseutstyr og slambehandlingsmetoder ved settefiskanlegg. Hovedrapport. Report No. STF60 A93051. SINTEF, Trondheim, Norway, 66 pp.
- ULGENES, 1992. Undersøkelse av utslippsmengder, renseutstyr og slambehandlings-metoder ved settefiskanlegg. Delrapport I: Renseeffekt og

driftserfaring med HYDROTECH trommelfilter. Report No. STF60 A92071. SINTEF, Trondheim, Norway, 25 pp.

- VERGARA V. Aspectos aplicados sobre alimentación de truchas. Programa de investigación en alimentos, UNA La Molina. Presentado en el Seminario: "Avances en alimentación de truchas". Huancayo, Perú, 1998. Disponible Internet: www.lamolina.edu.pe/cproduccion/plantaalimentos/Investigacion%20actividades.doc
- YASNÓ J Y GARCIA C. Selección y diseño de alternativas de tratamiento de afluentes y efluentes del proceso de producción piscícola caso trucha. (Trabajo de grado), Universidad del Cauca, Popayán Colombia 2008 p 31
- ZULUAGA N. "La piscicultura, una industria promisoría". Revista colombiana de ciencias pecuarias, Vol. 19 N° 2, Universidad de Antioquia. Colombia, 2006. Disponible en internet: http://rccp.udea.edu.co/v_anteriores/19-2/pdf/v19n2a01.pdf

ANEXO A. Ubicación de Estación piscícola de Chiliglo y registro fotográfico.

Figura 1. Ubicación de Estación piscícola de Chiliglo Municipio de Puracé



● Estación piscícola de Chiliglo

Figura 2. Lavado del estanque e instalación del geotextil



Figura 3. Llenado y reincorporación de 1000 truchas arcoíris al estanque



ANEXO B. Formato de muestreo y datos de cada periodo de muestreo

Lugar: Estación piscícola de Chiliglo (Coconuco)

Periodo de muestreo: #

Día de muestreo:

Fecha:

m	hora	T (°C)		pH		Sólidos suspendidos (mg/l)		Turbiedad (UNT)		Oxígeno disuelto (mg/l)		Fósforo (abs)		Nitrógeno (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO (ml tiosulfato)		DBO ₅ (ml tiosulfato)		
		A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	
1																						
2																						

A: valores antes del tamiz geotextil. D: valores después del tamiz geotextil

Caudal

Volumen (L)	Tiempo (s)	Q (L/s)
Promedio		

Día 5 (alimentación)

Tiempo (min)	Sólidos suspendidos		Turbiedad	
	antes	después	antes	después
0				
10				
20				
30				

Pérdida de carga

	antes	después	ΔH
Nivel agua (mm)			

Tabla 1. Datos del periodo preliminar de muestreo

Análisis	SS (mg/l)		T (NTU)		pH		OD (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO5 (mg/l)		PT (mg/l)		NT (mg/l)	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
1	9	5	5	5	7.38	7.36			7,5	5,8	0,9	1,44	0,106	0,046	ND	ND
	3	1	5	4	7.37	7.39										
2	6	10	5	5	7.45	7.34			12,2	7,2	2,19	1,91	0,108	0,078	ND	ND
	10	6	5	5	7.13	7.42										
3	14	9	5	4	6.89	7.01			6	4	2,64	3,13	0,078	0,1	ND	ND
	9	10	6	4	7.04	7.07										
4	10	8	4	3	7.27	7.25			4,7	3,5	1,97	2,68	0,098	0,074	ND	ND
	8	12	4	4	7.22	7.20										
5	7	5	5	4	7.43	7.34			7,7	6,2	1,38	0,59	0,042	0,01	1,2	0,6
	8	7	7	4	7.41	7.39										

A= antes del geotextil, D= después del geotextil,
 ND : No Detectable

Tabla 2. Valores de sólidos suspendidos en estado de alimentación periodo preliminar

Tiempo	SS (mg/l)	
	A	D
0 min	8	7
10 min	7	7
20 min	2	3
30 min	8	7

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos obtenidos del periodo de muestreo 1

Análisis	T (°C)	SS (mg/l)		T (NTU)		pH		OD (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO5 (mg/l)		PT (mg/l)		NT (mg/l)	
		A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
1	10.3	3	2	5	4	7,35	7,36	7,5	7,4	12,2	4,7	2	1,99	0,098	0,079	ND	ND
	11.0	6	2	5	4	7,27	7,26	7,4	7,4								
2	10.5	8	4	5	4	7,58	7,67	7,6	7,5	11,6	5,5	2,76	1,91	0,096	0,076	ND	ND
	11.7	9	3	6	4	6,8	6,75	7,8	7,8								
3	12.0	6	4	4	3	6,75	6,85	7,5	7,5	6,2	5,3	2,12	1,99	0,06	0,057	ND	ND
	13.0	12	6	5	4	7,06	7,08	7,8	7,8								
4	13.0	14	3	5	4	6,78	6,74	7,8	7,7	13,1	8,6	2,86	1,79	0,08	0,069	ND	ND
	12.0	10	2	5	4	6,8	6,76	8,8	9,2								
5	10.6	10	3	4	3	6,88	6,9	8,5	8,4	9,6	3,7	2,1	1,17	0,088	0,024	ND	ND
	12.0	16	3	6	4	6,83	6,87	8,8	8,9								

A= antes del geotextil, D= después del geotextil,
 ND: No Detectable

Tabla 4. Valores de sólidos suspendidos en estado de alimentación periodo de muestreo 1

Tiempo	SS(mg/L)		Turbiedad (UNT)	
0 min	21	3	6	4
10 min	16	2	5	4
20 min	8	3	4	3
30 min	9	4	4	4

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos obtenidos del periodo de muestreo 2

Análisis	T (°C)	SS (mg/l)		T (NTU)		pH		OD (mg/l)		DQO (mg/l)		DBO ₅ (mg/l)		PT (mg/l)		NT (mg/l)	
		A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
1	11.0	10	16	7,6	6,98	6,8	6,9	7,6	7,4	28,5	36,7	3,72	1,57	0,087	0,08	0,16	0,16
	13.0	9	3	6,8	6,62			7,3	7,7								
2	12.0	12	9	5,67	4,83	6,7	6,7	6,1	6	26,5	20,9	3,99	2,28	0,094	0,079	0,37	0,32
	12.5	15	13	7,53	5,82			6,4	6,9								
3	11.0	10	9	7,35	4,68	6,7	6,8	8,9	7,4	15	18	2,91	4,47	0,092	0,083	0,37	0,32
	12.0	6	4	4,59	4,16			7,8	7,6								
4	1.7	14	6	6,11	4,28	6,59	6,85	6,1	6,1	20	14	3,09	2,76	0,125	0,111	0,27	0,27
	11.0	17	11	7,47	5,94	6,74	6,8	6,5	6,4								
5	11.0	8	4	4,48	3,47	6,8	6,8	7,7	7,6	13,9	12,3	3,5	3,11	0,114	0,085	0,37	0,32
	11.5	5	2	4,4	3,6			7,5	7,8								

A= antes del geotextil, D= después del geotextil,
 ND: No Detectable

Tabla 6. Valores de sólidos suspendidos en estado de alimentación periodo de muestreo 2

tiempo	SS (mg/l)		Turbiedad (UTM)	
	A	D	A	D
0 min	7	4	6,49	3,2
10 min	6	6	6,59	4,91
20 min	8	4	4,92	3,61
30 min	5	5	3,99	3,15

ANEXO C. Parámetros hidráulicos medidos y estimados en el estudio

Tabla 1 Parámetros hidráulicos medidos y estimados en el estudio

Día	Caudal promedio (L/s)		Pérdida de Carga (mm)		Velocidad de filtración (m/h)		Carga superficial (m/d)		Tiempo de retención (h)	
	P1	P2	P1	P2	P1	V P2	P1	P2	P1	P2
1	3,27	3,42	2	1	6,54	6,84	11,97	12,52	2,41	2,30
2	3,49	3,1	2	3	6,98	6,20	12,78	11,35	2,25	2,54
3	3,52	3,3	3	3	7,00	6,60	12,81	12,08	2,23	2,38
4	3,29	3,46	4	7	6,58	6,92	12,04	12,67	2,39	2,27
5	3,32	3,66	7	7	6,64	7,32	12,15	13,40	2,37	2,15

Donde P₁: periodo 1 y P₂: periodo 2

ANEXO D.

APLICACIONES DE LOS GEOTEXILES COMO MEDIOS FILTRANTES

Aplicaciones de Robert M. Koerner en su libro "Designing with Geosynthetics"- III Edición.

- ✓ Filtración (Flujo en el plano transversal)
- ✓ En lugar de filtro de suelo granular
- ✓ Debajo de base de piedras para caminos y pistas de aterrizaje no pavimentados
- ✓ Debajo de base de piedra para caminos y pistas de aterrizaje pavimentados
- ✓ Debajo de balasto en vías férreas
- ✓ Alrededor de piedra picada que rodea los subdrenes
- ✓ Alrededor de piedra picada sin subdrenes (Drenes franceses)
- ✓ Alrededor de piedra y tubería perforada en pisos de adoquines
- ✓ Debajo de rellenos sanitarios para los lixiviados
- ✓ Para filtrar rellenos hidráulicos
- ✓ Como protección contra los sedimentos
- ✓ Como cortina a los sedimentos
- ✓ Como barrera contra la nieve
- ✓ Como un encofrado flexible para contener arena, inyección o concreto en sistemas de control de
- ✓ erosión
- ✓ Como un encofrado flexible para reconstruir pilotes deteriorados
- ✓ Como un encofrado flexible para restaurar la integridad en la minería subterránea
- ✓ Como un encofrado flexible para restaurar la capacidad portante de pilares socavados de puentes
- ✓ Para proteger el material de drenaje en chimeneas