

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN HUMEDAL ARTÍFICIAL CON
Phragmites PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA
EMPRESA COLOMBO ITALIANA DE CURTIDOS LTDA.**

**SANDRA GISELLA HERRERA QUINTERO
LEIDYS MARLEYN RODRÍGUEZ CASTRO**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICO QUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERIA QUÍMICA
ESP. EN INGENIERIA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2011

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL CON
Phragmites PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA
EMPRESA COLOMBO ITALIANA DE CURTIDOS LTDA.**

**SANDRA GISELLA HERRERA QUINTERO
LEIDYS MARLEYN RODRÍGUEZ CASTRO**

**MONOGRAFIA PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE ESPECIALISTA EN
INGENIERIA AMBIENTAL**

**DIRECTOR
ING. SERGIO GUERRA**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICO QUIMICAS
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA
ESP. EN INGENIERIA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2011

AGRADECIMIENTO

Gracias

A Dios...

A mi familia...

A Sandra...

A los profesores Sergio Guerra,
Humberto Escalante y
Crisostomo Barajas...

A Ernesto...

Leidys M. R. G.

Gracias

A Dios por todas las bendiciones

A mis padres.

A Roque Andrés Ramírez Otero

A mi amiga Leidys Rodríguez

A los profesores Sergio Guerra y Crisóstomo Barajas

Sandra G. Herrera.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	13
1 PROCESO DE CURTIDO	15
1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO	15
1.1.1 Proceso de Ribera.....	16
1.1.2 Proceso de piquelado y curtido.	18
1.1.3 Procesos de Terminado	19
1.2 TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS DERIVADOS DEL PROCESO DE CURTICIÓN.....	20
1.2.1 Remoción de Contaminantes y Rendimientos	27
1.2.2 Remoción de la DBO.....	28
1.2.3 Remoción de Sólidos Suspendidos.....	28
1.2.4 Remoción de Nitrógeno.....	28
1.2.5 Remoción de Fósforo	29
1.2.6 Remoción de Metales.....	29
1.2.7 Remoción de Coliformes Fecales.....	30
1.3 DISEÑO DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL	30
1.3.1 Cálculo de área superficial.	30
2 METODOLOGÍA.....	33
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
3.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CURTIEMBRE COLOMBO ITALIANA	36
3.1.1 Tratamiento de aguas residuales alcalinas (pelambre)	37
3.1.2 Tratamiento de aguas ácidas (aguas residuales al cromo)	38
3.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES	40
3.2.1 Eficiencia de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	42
3.2.2 Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO)...	43
3.2.3 Eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales (SST).....	43
3.2.4 Eficiencia de remoción de cromo total.....	44
3.3 Tratamiento Biológico	44
4 CONCLUSIONES.....	49
BIBLIOGRAFIA.....	50

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Valor de las constantes de diseño para los wetlands	32
Tabla 2. Método analítico para la medición de parámetros de calidad de agua residual (Laboratorio ambiental - CAR).....	34
Tabla 3. Caudales de descarga de los procesos de curtido	36
Tabla 4. Características de diseño del sistema Wetland	40
Tabla 5. Caracterización de las aguas de curtición y recurtición	40
Tabla 6. Caracterización de las aguas de pelambre	41

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Diagrama de bloques proceso de curtición	15
Figura 2. Diagrama de bloques proceso de ribera	16
Figura 3. Diagrama de bloques proceso de piquelado y curtido	18
Figura 4. Mecanismos de remoción para un wetland de flujo horizontal subsuperficial	30
Figura 5. Esquema tratamiento de agua residual de la empresa colombo italiana	39
Figura 6. Dinámica de DBO y DQO en la Planta de Curtiembre.....	46
Figura 7. Dinámica de los parámetros Fisicoquímicos en la Planta de Curtiembre	47

RESUMEN

TÍTULO

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL CON *Phragmites* PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA EMPRESA COLOMBO ITALIANA DE CURTIDOS LTDA.

AUTOR (ES)

HERRERA QUINTERO SANDRA GISELLA¹
RODRIGUEZ CASTRO LEIDYS MARLEYN²

PALABRAS CLAVE

Agua residual, Curtiembre, Wetland, *Phragmites*, Remoción de Cromo, Demanda bioquímica de oxígeno.

DESCRIPCIÓN

El estudio se realizó en la Empresa Colombo Italiana de Curtidos, en Villapinzón (Cundinamarca), con el fin de determinar la eficiencia de un humedal artificial (Wetland) de flujo horizontal subsuperficial empleando *Phragmites* para el tratamiento de aguas residuales generadas por el proceso de curtición. Se realizó un relevamiento visual de las instalaciones de la curtiembre y se consultó con personal de la curtiembre sobre el tipo de procesos usados en el tratamiento de sus aguas residuales, su frecuencia de uso, y valores medidos de los parámetros de calidad con el fin de evaluar el comportamiento de las aguas residuales. y seguidamente se caracterizó los afluentes y efluentes de las etapas de pelambre, curtido y recurtido principalmente con los parámetros de DBO, DQO, Sólidos Suspendidos Totales SST y cromo Total con el fin de analizar el comportamiento desde el ingreso hasta la salida del tratamiento fisicoquímico y biológico. Los resultados obtenidos demuestran que mediante el uso del Wetland se pueden obtener una buena eficiencia de remoción de los contaminantes, siendo 93 % de DBO, 95% de SST y 99 % de cromo total. La recuperación de Oxígeno Disuelto fue a razón de 19,6 mg/L, demostrando la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento frente a los parámetros de contaminación. La calidad final de las aguas residuales obtenidas indica que estas aguas residuales son aptas para descarga en cuerpos de agua según lo establecido en el decreto 1594 de 1984, usos del agua y residuos líquidos.

Trabajo de Grado

^{1,2}Facultad de fisicoquímica. Escuela de Ingeniería química. Director: Sergio Guerra.

SUMMARY

TITLE

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF ARTIFICIAL WETLAND WITH *Phragmites* FOR WASTEWATER TREATMENT OF COLOMBO ITALIAN LEATHER COMPANY LTD.'S

AUTHOR

HERRERA QUINTERO SANDRA GISELLA¹
RODRIGUEZ CASTRO LEIDYS MARLEYN²

KEY WORDS

Wastewater, Leather, Wetland, *Phragmites*, Chromium removal, Biochemical Oxygen Demand.

DESCRIPTION

This study was done in the Colombo Italian Leather Company, in Villapinzón (Cundinamarca), Aimed to get the efficiency of an artificial wetland with subsurface horizontal flow using the *Phragmites* for the wastewater treatment generated by the tanning process. In addition, a visual survey about the installations of a tannery industry was done; in this survey, factory staff was consulted related to type of process used in the treatment of wastewater, its frequency of use, and measured values of quality parameters in order to evaluate the performance of the wastewater and subsequently characterized the influent and effluent of the stages of fur, tanning and retanning, mainly parameters of DBO, DQO, SST, and Total chromium in order to analyze the behavior from entry to exit physicochemical and biological treatment. The results showed that by using this wetland a good efficiency result can be obtained to the most common polluters' removal from this wastewater, being 93 % of DBO, 95% of SST y 99 % de Total chromium. The recovering of dissolved oxygen was of an average of 19, 6 mg/L, showing the removal efficiency of the system against the pollution parameters. The final quality of this wastewater indicates its suitability for discharge into water bodies according to decree 1594/84.

Work Degree

^{1,2} Faculty of physicochemical. School of chemical Engineering. Directress: Sergio Guerra.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL:

Evaluar la eficiencia de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la empresa Colombo Italiana de Curtidos Ltda ubicada en el municipio de Villapinzon, Cundinamarca, mediante el análisis de los parámetros de calidad DBO, DQO, SST y la remoción de Cromo Total

OBJETIVOS ESPECIFICOS:

1. Valorar la eficiencia del sistema natural (Constructed wetland) como tratamiento terciario para la captura de cromo total.

INTRODUCCIÓN

El curtido es el proceso mediante el cual se transforman pieles de animales tales como bovinos, ovinos y porcinos en cuero mediante la adición de un curtiente (sales de cromo, aluminio, circonio). El producto final es empleado como materia prima para la fabricación de calzado, marroquinería, talabartería, tapizados, entre otros. (Alzate, 2004)

En Colombia, el subsector de curtición forma parte de la cadena productiva del cuero y comprende actividades como remojo, pelambre, descarne, piquelado, curtición, rebajado y acabados. Hoy en día, el país cuenta con curtiembres establecidas en los departamentos de Antioquia, Atlántico, Cundinamarca, Nariño, Norte de Santander, Quindío, Risaralda, Santander, Valle del Cauca y el Distrito Capital (MinDesarrollo, 2001).

El sector del cuero empieza sus actividades en Antioquia durante los años veinte, y es durante los años treinta donde se empieza a presentar en diferentes partes de Cundinamarca (Villapinzón y Chocontá). Actualmente se encuentran ubicadas en diferentes partes del país (Alzate, 2004). Este tipo de comercio lleva a cabo algunos procedimientos que recogen metales pesados durante su procedimiento. Sin embargo, permite que estas regiones se desarrollen industrialmente, pues Colombia es un país reconocido por sus productos en cuero, los cuales son importados por otros países. Manejando una industria que producía más o menos 828.278 millones de pesos en el 2001 (Encuesta Anual Manufacturera, Dane).

Debido a la naturaleza del proceso de curtición y a las prácticas artesanales de una gran parte de las industrias, el sector curtidor tradicionalmente ha sido reconocido como altamente contaminante. El recurso hídrico se ve afectado por la

gran cantidad de insumos involucrados en el proceso productivo. Las aguas residuales derivadas, evacúan compuestos de cromo utilizados en el curtido y las materias orgánicas que son descartadas al preparar los cueros crudos. Los efluentes generados por esta actividad presentan altos valores de pH, considerable contenido de cal, sulfatos libres, sulfuros, cromo, cloruros, una elevada DBO y grasas animales (Beltran et al. 2004). Adicionalmente, el sector de curtiembre ha sido reconocido como de uso intensivo de agua en niveles que oscilan entre 0,42y 1,4 m³/piel de bovino, siendo el primer valor representativo para las empresas que han implementado producción más limpia y el segundo para las empresas de proceso tradicional.

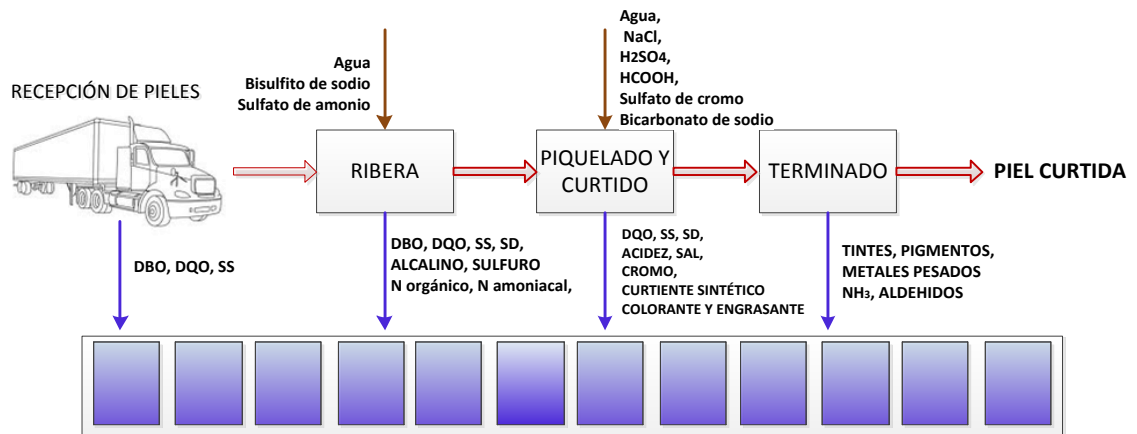
La investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de un sistema de tratamiento biológico natural (humedal) de flujo subsuperficial horizontal con la especie phragmites, conocido con el nombre de “Fitodepuración” que ha implementado la empresa COLOMBO ITALIANA DE CURTIDOS LTDA ubicada en Villapinzón (Cundinamarca), con el fin de disminuir la concentración de contaminantes de sus efluentes, especialmente del cromo total y bajar los costos de tratamientos de las aguas residuales generadas durante los procesos industriales de la curtición.

1 PROCESO DE CURTIDO

1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

En general las principales etapas o procesos industriales involucrados en el proceso de curtición se efectúan en medios acuosos y comprenden la ribera, el piquelado, el curtido y los procesos de terminado (Cordero, 2011). Cada etapa del proceso genera residuos líquidos con distintos grados de contaminación, compuestos en mayor parte por sulfatos, sulfuros y sustancias tóxicas como el cromo. Las descargas líquidas de las curtiembres arrojadas sin tratamiento a cuerpos de agua, provocan una drástica disminución de oxígeno disuelto, aumento de la carga orgánica e interferencia de los procesos biológicos del ecosistema afectado.

A continuación se muestra un diagrama del proceso de curtido y los residuos líquidos contaminantes de cada etapa.



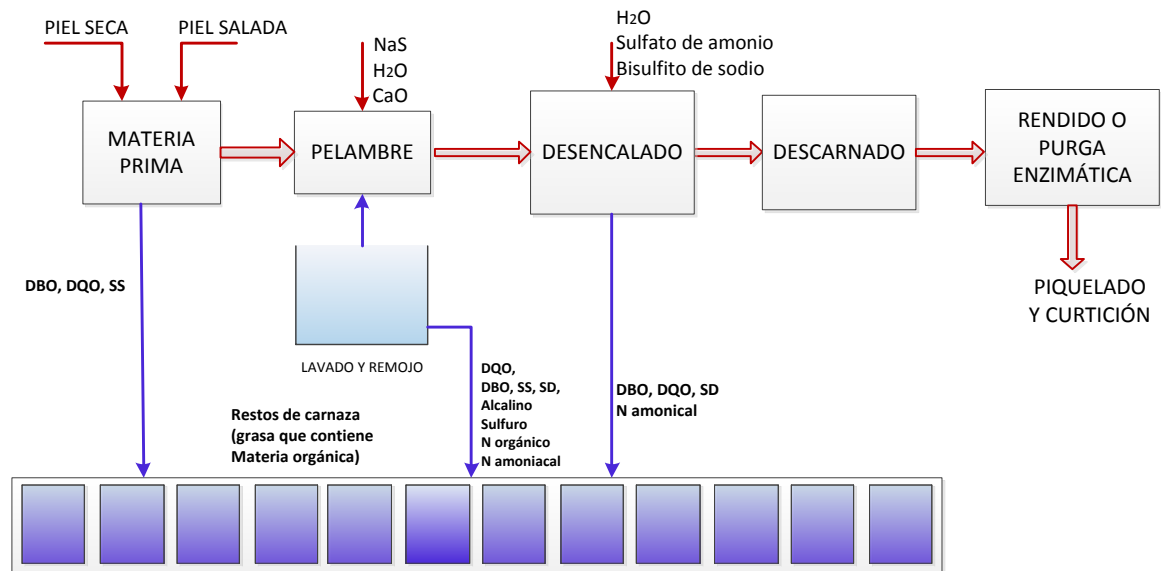
Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

Figura 1. Diagrama de bloques proceso de curtición

1.1.1 Proceso de Ribera.

El objetivo de la ribera es limpiar y preparar la piel para facilitar la etapa de curtido. Las operaciones comunes a la mayoría de las pieles, independientemente del proceso de curtido posterior o al tipo de producto son: remojo, pelambre, desencalado, descarnado y el purgado o rendido.

El procesamiento del cuero puede empezar poco después del sacrificio del animal, en muchos casos se almacenan las pieles por tiempo prolongado. El paso preliminar en el proceso de producción del cuero es el recorté o sancado de cada piel, aquellas partes que no sirven para la fabricación del cuero son desechadas. En las pieles vacunas se cortan las colas y patas, en las de cordero se cortan cabezas y colas. Seguidamente las pieles son almacenadas en cámaras frigoríficas de 4°a 6°C, con el fin de evitar el deterioro del cuero acabado causado por la oxidación de las grasas naturales de la piel (Cordero, 2011).



Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

Figura 2. Diagrama de bloques proceso de ribera

El proceso previo al pelambre es el remojo, la primera operación a la que se someten las pieles y consiste en tratarlas con agua dentro de una tina, bombo o molineta. La finalidad del remojo es devolver a la piel su estado de hinchamiento natural, flexibilidad y eliminar la suciedad, como barro, sangre, estiércol, microorganismos, sustancias protéicas solubles y agentes de conservación usados. Para facilitar la operación se utilizan tensoactivos que ayuden a la penetración de las moléculas de agua, esta operación tarda entre 6 a 12 horas. En el pelambre se disuelve el pelo de las pieles utilizando cal y sulfuro de sodio, produciéndose además, al interior del cuero, la destrucción de la queratina y el desdoblamiento de fibras a fibrillas, que prepara el cuero para la posterior curtición. El pelambre es considerado como la operación más contaminante de los procesos iniciales, su ejecución oscila entre 16 y 20 horas.

El desencalado, la tercera etapa de la ribera, tiene como objetivo eliminar la cal adherida o absorbida por la piel en su parte exterior y la que se hubiera combinado con el colágeno, adicionalmente deshinchar la piel dándole morbidez, y ajustar el pH para el proceso de purga o rendido. Esto se logra por la neutralización con ácidos orgánicos tamponados con amoniaco, ácidos minerales, sulfato de amonio, bicarbonato de sodio o bisulfito de sodio.

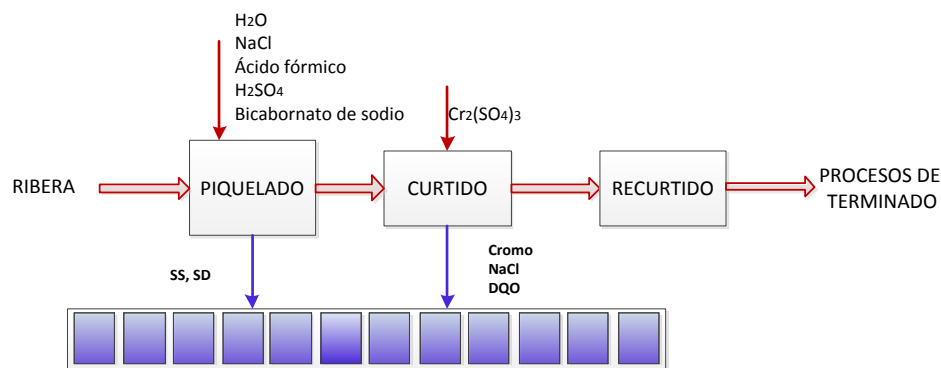
Durante el descarnado se elimina el tejido subcutáneo y adiposo, con el fin de facilitar la penetración de los productos químicos aplicados en los procesos posteriores, debe realizarse sobre la piel en tripa y/o la piel remojada. Si el descarne se hace mecánicamente tarda alrededor de 3 a 5 minutos por piel (Corredor, 2006).

Finalmente con el rendido o purga enzimática se busca conseguir la mayor relajación de la textura de la piel mediante un aflojamiento de la fibra de colágeno y la eliminación de la hinchazón alcalina con la ayuda de enzimas proteolíticas (lipasas). El efecto principal del rendido tiene lugar sobre la estructura fibrosa de la

piel, pero adicionalmentese produce una limpieza de la piel de restos de epidermis, grasa y pelo que no lograron eliminarse en las etapas anteriores.

1.1.2 Proceso de piquelado y curtido.

El proceso de piquelado comprende la preparación química de la piel para el proceso de curtido, mediante la utilización de ácido fórmico y sulfúrico principalmente, que hacen un aporte de protones, los que se enlazan con el grupo carboxílico, permitiendo la difusión del curtiente hacia el interior de la piel sin que se fije en las capas externas del colágeno. Esta operación toma de 2 a 4 horas dependiendo del espesor de la piel (Pérez, 2007).



Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

Figura 3. Diagrama de bloques proceso de piquelado y curtido

El curtido consiste en la estabilización de la estructura de colágeno que compone al cuero, usando productos químicos naturales o sintéticos. Este proceso tiene el objetivo de convertir las pieles en materiales fuertes y resistentes a la putrefacción. La recurtición se efectúa para endurecer las partes blandas del cuero. En esta etapa se puede procesar el cuero curtido al vegetal o curtido al cromo.

En la actualidad, la curtición al cromo es la técnica más utilizada en la curtición de pieles por ser la que proporciona un producto con mejores presentaciones a un precio razonable, adicionándose del orden del 8% sobre el peso de la piel de sal

de cromo. Sin embargo, una parte importante de la contaminación producida en las aguas residuales procede de esta etapa, debido al cromo no fijado a la piel que supone alrededor de un 15% del cromo añadido al baño de curtición.

Habitualmente, los baños residuales de curtición se homogenizan con el resto de efluentes industriales y el cromo se precipita como hidróxido de cromo, quedando retenido en los lodos de las depuradoras (Miretzky *et al.*2006). Desde un punto de vista ecológico como económico, es necesario plantear alternativas de reducción del contenido en cromo de los efluentes de aguas residuales y, paralelamente, lograr una reducción del consumo de agua y materias primas.

El curtido vegetal o con tanino, es otro método de curtición, produce un cuero grueso resistente y poco flexible, utilizado en la industria del calzado. En este proceso se agregan al agua: bisulfato de sodio, sulfato de amonio y enzimas, se aprovecha las propiedades curtientes de ciertos vegetales como el castaño, el quebracho y la mimosa, con gran exigencia de oxígeno. Estos materiales se obtienen a partir de cortezas de árboles que poseen alto contenido de componentes tánicos orgánicos. Se producen amoniaco, desechos alcalinos, ácidos y agua altamente coloreada.

1.1.3 Procesos de Terminado

Después de la recurtición el cuero es tinturado y engrasado con aceites oxidados y derivados de grasas. La piel obtenida se seca sujetándola con estacas u otro soporte para mantenerlas estiradas. A continuación del curtido, se efectúan ciertas operaciones mecánicas que propenden a dar un espesor específico y homogéneo al cuero (Heredia, 2004). Estas operaciones son:

- **Desaguado mecánico**, para eliminar el exceso de humedad, además permite entregarle una adecuada mecanización al cuero para los procesos siguientes.
- **Dividido o partido** del cuero para separar la flor del lado carne de la piel.

- **Raspado o esmerilado**, para dar espesor definido y homogéneo al cuero. **Desempolvado**, para eliminar de la superficie del cuero el polvo fino que se forma de la operación de esmerilado
- **Recortes**, proceso por el cual se elimina las partes del cuero que no van a tener una utilización posterior.
- Finalmente la piel se lava y está lista para entregar a su consumidor final.

1.2 TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS DERIVADOS DEL PROCESO DE CURTICIÓN

Desde el punto de vista ambiental, el sector de curtiembres ha sido catalogado como altamente contaminante. Debido a la naturaleza del proceso de curtición, el recurso hídrico se ve afectado por la gran cantidad de insumos involucrados en el proceso y la alta carga orgánica que aportan sus vertimientos. La cantidad de residuos que pueden producirse en el proceso de curtido depende de factores como el tipo de piel, proceso de curtido utilizado, insumos químicos, entre otros.

La composición de las aguas residuales industriales, se refiere a las cantidades de constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en ellas. Entre las variables que se deben considerar con mayor interés por estar involucradas con los problemas de contaminación son: pH, temperatura del agua, aceites y grasas, sólidos (orgánicos, inorgánicos, sedimentables, en suspensión y disueltos), gases (Oxígeno Disuelto), materia orgánica (vegetal y/o animal) y sustancia químicas de composición variable, para el caso específico de la industria de curtiembre, el cromo total (Mariano, 2001).

Un sistema de tratamiento de aguas residuales debe tener como propósito eliminar toda contaminación química y bacteriológica que pueda ser nociva para los seres humanos, flora y fauna, de manera que el agua sea dispuesta en el ambiente en forma segura, capaz de eliminar al menos un 90 % de la materia orgánica y de los microorganismos patógenos presentes en ella (Kadlec y Wallace, 2008). Según el artículo 72 del decreto 1594 de 1984, en Colombia, todo

vertimiento a un cuerpo de agua deberá cumplir, con un pH de 5 a 9 unidades, temperatura menor a 40°C, ausencia de material flotante y una remoción mayor al 80% de grasas, aceites, sólidos suspendidos, y DBO. En lo referente a la presencia del cromo en las aguas residuales, el artículo 74 regula su vertimiento a una carga no mayor a los 0,1 mg/L.

Comúnmente, el tratamiento de aguas residuales comienza por la separación física inicial de sólidos grandes empleando un sistema de rejillas. Posteriormente se aplica un desarenado (separación de sólidos pequeños muy densos) seguido de una sedimentación primaria o tratamiento similar que separe los sólidos suspendidos existentes en el agua residual.

Para eliminar metales disueltos, generalmente plomo y fósforo, se utilizan reacciones de precipitación. A continuación sigue la conversión progresiva de la materia biológica disuelta en una masa biológica sólida usando bacterias adecuadas, generalmente presentes en estas aguas. Una vez que la masa biológica es separada o removida (proceso llamado sedimentación secundaria), el agua tratada puede experimentar procesos adicionales (tratamiento terciario) para aumentar la calidad del efluente al estándar requerido antes de que ésta sea descargado al ambiente receptor.

Los sistemas de humedales artificiales de tratamiento de aguas residuales, son un tipo de tratamiento terciario diseñado y construido para reproducir los procesos naturales autodepurativos en un ambiente controlable con respecto a los niveles de los flujos hidráulicos, tiempos de retención y a la efectividad del sistema, basándose en los conocimientos de la naturaleza del substrato, de las tipologías de las especies vegetales y de los caminos hidráulicos (Mazzoni y Pucci, 2005). Tales sistemas de fitodepuración se conocen comúnmente como Constructed Wetlands.

Los humedales son áreas que se encuentran saturadas por aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia y duración tales, que sean suficientes para mantener sus condiciones. Suelen tener aguas con profundidades inferiores a 70 cm con plantas espadañas, carrizos y juncos dependiendo del tipo de plantas existentes en la zona. La vegetación proporciona superficies para la formación de biopelículas, facilita la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, permite la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de luz solar (Beascochea *et al.*2009).

Los humedales artificiales o contruidos se clasifican según el patrón de flujo del agua, en sistemas a flujo libre o flujo superficial (FS) y Sistemas de flujo subsuperficial horizontal (FSS). En el primer caso, los contaminantes se remueven del agua mediante un flujo lento a través de la vegetación. En el segundo caso, el agua fluye por debajo de la superficie a través de una cama de suelo que ha sido plantada ya sea horizontal o verticalmente. Cada sistema posee ventajas y desventajas inherentes, las cuales deben tenerse en cuenta en el momento de seleccionar un tratamiento específico. Para el desarrollo de esta investigación se trabajará con el diseño de un humedal de flujo subsuperficial horizontal.

En este tipo de sistema la depuración del agua residual ocurre por mecanismos de filtración, adsorción, precipitación y degradación microbiana, todos relacionándose en paralelo.

Los sistemas de tratamiento de aguas tipo wetland comprenden tres procesos distintos. Los residuos pasan primero por un decantador, para luego ser depositados en forma de líquido en el humedal artificial. Allí las aguas escurren bajo un lecho de piedras en el que se plantan las especies acuáticas, y que impide la aparición de cualquier rastro de mal olor y la crianza de zancudos. Finalmente, los líquidos son descargados en una laguna con plantas flotantes, que completa el

proceso de depuración de las aguas, dejándolas aptas para ser descargadas en cursos de agua o usadas para el riego (Hidalgo *et al.* 2005).

Debido a sus características estructurales las Macrófitas acuáticas se han venido utilizando en la fabricación de cartón, debido a que poseen poca lignina y mas celulosa, se utilizan en la producción de biogás (Celis *et al.* 2005; Robinson *et al.* 2006), en la fabricación de alimentos para animales (Henry y Camargo, 2006). Por tener un tejido poroso permiten absorber algunas sustancias, como fertilizantes (Celis *et al.* 2005; Robinson *et al.* 2006), metales pesados, colorantes (Celis *et al.* 2005; Robinson *et al.* 2006) y pesticidas (Henry y Camargo, 2006) por esta razón en la actualidad se utiliza en el tratamiento de aguas residuales y cuerpos de agua naturales (Celis *et al.* 2005; Goulet *et al.* 2005; Miglioranza *et al.* 2004; Terneus, 2002).

Los cuerpos de agua reciben en algunos casos una descarga de nutrientes que pueden venir de diferentes acciones antrópicas: Por escorrentía de sustancias como fertilizantes, las cuales son utilizadas en los cultivos; aguas servidas, por no contar con un servicio de alcantarillado correcto que lleve este tipo de aguas a una planta depuradora; etc.

Un buen ejemplo son los efluentes de curtiembres, los cuales son difíciles y costosos de tratar ya que posean altos niveles de materia orgánica, sólidos disueltos, cromo, y sulfuros. Dentro de los tratamientos tradicionales se incluyen los pre- tratamientos con tamices, tratamiento químico y biológico (generalmente con barros activados) (Dotro *et al.* 2010), los cuales resultan costosos y demandan cuidado y tiempo.

Goulet *et al.* (2005), Proponen realizar estudios del proceso de bioacumulación para determinar el potencial de las plantas en los procesos de restauración y descontaminación de cuerpos de agua, puesto que dependiendo de ello su

biomasa sería una fuente de descontaminación (Miretzky *et al.* 2006) o por el contrario ésta se debe desechar antes que se descompongan las plantas para evitar que nuevamente salgan los compuestos a la columna de agua.

La ecofisiología de algunas especies no es muy estudiada y se desconoce el proceso por el cual se realiza la bioacumulación de minerales y la biodepuración de aguas (Hauenstein, 2006) ; el proceso de absorción difiere entre las diferentes partes de la planta ya que la parte sumergida de las mismas actúa como un filtro y da soporte a la población microbiológica; mientras que en otras especies acuáticas que viven con sistemas de raíces sumergidas se cuenta con algunas características anatómicas para que oxígeno de las partes aéreas se lleve hasta los rizomas (Hauenstein, 2006).

El uso de la metodología Wetland se remonta a los años 50 en el Instituto Max Planck en Alemania-USA, quienes desarrollaron este proceso para el tratamiento de aguas residuales, pero fue sólo hasta los años noventa que tuvo un aumento el uso de estos sistemas no sólo para aguas residuales, sino también para aguas industriales y de residuos agrícolas (Llagas y Guadalupe, 2006).

Es por esto que algunos sectores empresariales han optado por el uso de esta metodología ecológica tales como empresas públicas de alcantarillado, curtiembres, avícolas, alimenticias, mineras, salmonicultoras, entre otras (Ecoamerica, 2007) ya que proporciona una limpieza eficiente del agua de agentes patógenos y contaminantes, y permite cumplir con los estándares de calidad propuestos.

Países como España se ha destacado por la utilización de macrófitas acuáticas flotantes como filtros en plantas de tratamiento de aguas residuales y lagos. Otros países están incluyendo esta técnica para descontaminar efluentes de aguas

residuales del sector industrial, técnica poco utilizada más por desconocimiento que por factibilidad (Celis *et al.*2005).

Los humedales construidos han sido utilizados para tratar aguas servidas, drenajes ácidos de mina y, más recientemente, efluentes industriales (Kadlec y Wallace, 2008). Sus principales ventajas son el costo de inversión relativamente bajo y el escaso mantenimiento necesario en comparación con otras tecnologías de tratamiento biológico. Asimismo, el humedal puede ser construido para que el agua a tratar fluya por gravedad, con lo cual los gastos de operación son mínimos. Por todo ello, los humedales construidos han comenzado a ser utilizados para el tratamiento de efluentes de curtiembre en el Reino Unido e India (Daniels, 1998) y más recientemente en Portugal (Calheiros, Rangel y Castro, 2007) y Estados Unidos (Dotro, Larsen, Palazolo, 2010).

En las últimas décadas, se han intensificado los estudios para la implementación de Wetlands como tratamiento terciario de aguas residuales. Un humedal artificial con *Arundo donax* (*Poaceae*) fue empleado como tratamiento en aguas servidas domésticas obteniendo un nivel de eficiencia de 89,64% en la remoción de coliformes fecales y totales y de un 63,79% en la DBO (Heredia, 2008). En Colombia, la Universidad Tecnológica de Pereira ha estudiado seis casos de humedales construidos como opción para el tratamiento de aguas residuales urbanas del municipio de Pereira alcanzando eficiencias de 98,05% en DQO y 96,56% en DBO (Guerrero, 2007), sin embargo hay poca información sobre la implementación de este sistema de tratamiento de aguas residuales en la industria de curtiembres.

Las curtiembres son industrias importantes en el marco de producción colombiano. Sin embargo, los efluentes líquidos generados por esta industria son difíciles de tratar ya que contienen altos niveles de materia orgánica, cromo, sólidos disueltos y sulfuros. Los métodos convencionales del tratamiento de los efluentes de

curtiembres incluyen pre-tratamientos (tamices, ecualización), tratamiento primario (químico) y secundario (biológico, generalmente por barros activados) (Dotro *et al.* 2010). Estos últimos tienen un alto costo de capital y de operación y mantenimiento lo cual, junto con las nuevas leyes y estándares ambientales, ha llevado a la industria a buscar nuevos métodos de tratamiento (Rose *et al.* 1996) El cromo es uno de los metales pesados que se obtiene después de tratar el cuero, éste no se degrada sino que forma quelatos y complejos orgánicos que generalmente se concentran en organismos vivos en los cuales causa un efecto tóxico (Paris *et al.* 2005). El sistema convencional para la eliminación de cromo en efluentes líquidos industriales consiste básicamente en reducir el cromo hexavalente (cancerígeno y mutagénico) a cromo (III), trayendo como consecuencia la generación de lodos con altas concentraciones de cromo (III) (Tóxico). Es por eso que se han buscado nuevas fuentes depuradoras que no permitan la aparición de estos lodos.

Se han reportado muchas especies de macrófitas que realizan fitodepuración y son utilizadas en el tratamiento de aguas residuales e industriales, sin embargo; se debe tener en cuenta que la capacidad de absorber metales varía dependiendo de la especie. Por ejemplo, las plantas emergentes usualmente acumula menos cantidades de metales pesados que las plantas sumergidas (Cardwell *et al.* 2002), debiéndose quizás a que estas últimas tienen todas sus estructuras en contacto continuo con el sustrato y con la columna de agua; lo que les permite realizar una mayor absorción.

Pharagmites communis pertenece a la familia: Poaceae. La planta es una caña hueca con tallos que alcanzan de 2 a 3 m. de altura; sus cañas o tallos son huecos y leñosos en el interior y divididas de trecho en trecho por tabiques con unas nudosidades en el exterior. Las hojas son anchas y ásperas. Las flores nacen de un eje común. Es una planta que crece en la costa y en la sierra en los mismos lugares que la caña brava y el pájaro bobo. La caña hueca crece y se distribuye en

la costa, en los valles interandinos y vertientes occidentales. Se desarrolla en parajes húmedos cerca a la ribera de los ríos (Cui et al. 2009).

Dentro de las especies que se han reportado con mayor absorción para el cromo está *Cyperus eragrostis* quien posee una absorción de 263,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco (Cardwell et al. 2002), *Salvinia natans* 2.94 ppm (Flórez y Cotes, 2006), *Spirolela intermedia* con una absorción de $0,064 \pm 0,003$ meq/l y de $0,117 \pm 0,006$ meq/l con pesos secos de 10 y 20 mg l⁻¹ respectivamente (Miretzky et al. 2006), *Eichornia crassipes* con una remoción de 207,69% (Rodríguez, 2004), entre otros.

La especie utilizada en esta planta fitodepuradora específicamente es *Phragmites communis*, la cual tiene una amplia distribución dentro de los 5 continentes según lo reportado por el Missouri Botanical Garden, es una gramínea que habita en ambientes de pantanos, riberas y orillas de lagos, posee una buena adaptación a ambientes con disturbios o polución (Cui et al. 2009).

Las plantas acuáticas, en el caso específico de la Empresa Colombo Italiana de Curtidos Ltda, las macrófitas *Phragmites*, que constituyen la base de la tecnología de los wetland, tienen la propiedad de inyectar grandes cantidades de oxígeno hacia sus raíces. El aire que no es aprovechado por la especie y que ésta expelle es absorbido por microorganismos, como bacterias y hongos, que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al sistema (Novotny y Olen, 2005).

1.2.1 Remoción de Contaminantes y Rendimientos

Los humedales pueden tratar con efectividad altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos (SS) y nitrógeno, así como niveles significativos de fósforo, metales, trazas orgánicas y patógenos. Los mecanismos

básicos de tratamiento son la sedimentación, precipitación química, absorción, e interacción biológica.

1.2.2 Remoción de la DBO

En los sistemas de humedales FSS la remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida, debido a la deposición y filtración en este tipo de sistema, donde cerca del 50% de la DBO del afluente es removida en los primeros metros del humedal; esta materia orgánica sedimentable es descompuesta mediante procesos aeróbicos y/o anaeróbicos dependiendo del oxígeno disponible. El resto de la DBO se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal siendo removida del agua residual por la actividad microbiana. Esta actividad biológica puede ser aeróbica cerca de las raíces y rizomas en los FSS, pero la descomposición anaerobia prevalece en el resto del sistema. En términos generales el porcentaje de remoción de la DBO alcanzados en estos humedales FSS llegan a oscilar entre 60% y 90%.

1.2.3 Remoción de Sólidos Suspendidos

La remoción de sólidos suspendidos es muy efectiva; produciendo efluentes con concentraciones muy bajas donde los mecanismos de remoción se dan a partir de la sedimentación y filtración que ofrece la alta densidad de la vegetación. La remoción de sólidos en humedales FSS es más rápida, y se estima que ocurre en gran parte entre el 12% y 30% de área inicial. Habiéndose obtenido porcentajes de remoción entre 73% – 93%.

1.2.4 Remoción de Nitrógeno

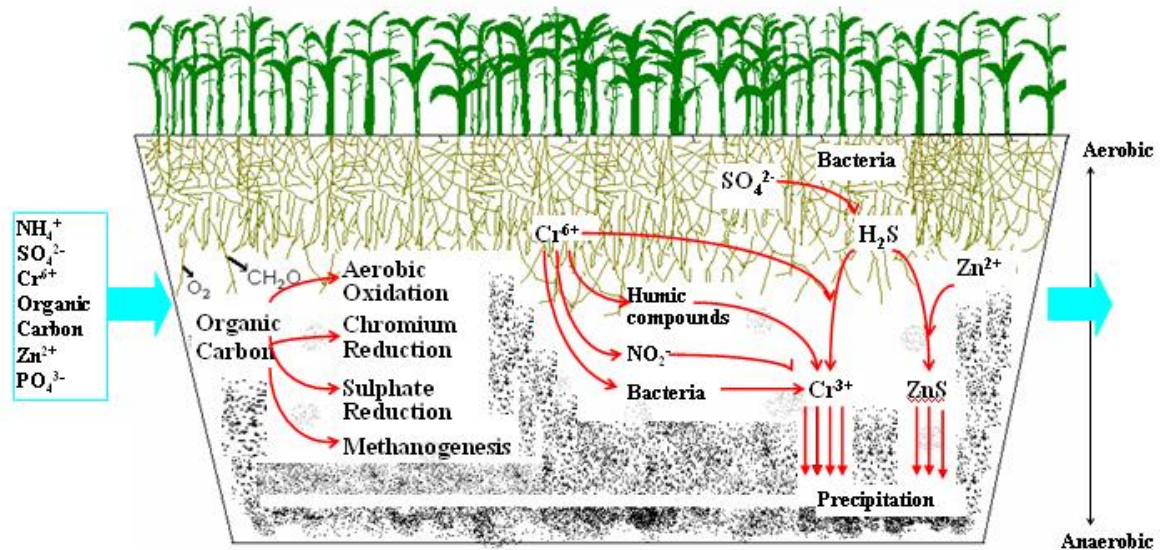
La remoción de nitrógeno en humedales puede alcanzar valores por encima del 80% (se ha obtenido remoción del 97%) por procesos de nitrificación y desnitrificación. En los sistemas de humedales, el potencial de remoción del nitrógeno puede tomar varios años por lo menos se requieren dos ó tres etapas del crecimiento de las plantas, sistemas de raíces, capa de residuos, y materiales de relleno, para alcanzar el equilibrio.

1.2.5 Remoción de Fósforo

La remoción de fósforo en la mayoría de los sistemas de humedales construidos no es muy eficaz (9% - 58%) debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno; además, en menor porcentaje es tomado por las plantas. Para incrementar la remoción de fósforo de la columna de agua, en algunos humedales se usan filtros de arena para aumentar la capacidad de la retención del fósforo. En el diseño de nuestro humedal se tuvo en cuenta el dimensionamiento de un filtro de arena dentro del sistema para asegurar una mayor remoción de fósforo en el efluente.

1.2.6 Remoción de Metales

Los mecanismos de eliminación de metales en humedales FSS son similares a los descritos anteriormente para el fósforo, incluyendo asimilación por parte de las plantas, adsorción, y precipitación. Los humedales construidos tienen la misma capacidad potencial de remoción de metales (10% - 60%) y esta capacidad se mantiene durante todo el periodo de diseño del sistema. Los metales pueden acumularse en los humedales artificiales, pero las concentraciones que normalmente tienen las aguas residuales no representan una amenaza para los valores del hábitat o para los posibles usos a largo plazo. La siguiente gráfica muestra los mecanismos de remoción para un wetland de flujo subsuperficial



Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

Figura 4. Mecanismos de remoción para un wetland de flujo horizontal subsuperficial

1.2.7 Remoción de Coliformes Fecales

En los humedales FSS se han obtenido remociones mayores del 90% (en estaciones experimentales cerca del 99%), debido a los **largos** tiempos de retención hidráulica y biofiltración, lo que propicia su sedimentación y muerte natural, por depredación por invertebrados y otros microorganismos y al ataque por antibióticos excretados por las raíces de las plantas emergentes.

1.3 DISEÑO DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL

1.3.1 Cálculo de área superficial.

Para el cálculo del área superficial, los autores proponen el diseño del humedal partiendo de la cinética del proceso:

$$A_s = (\ln DBO_{Entrada} - \ln DBO_{Salida}) \times \frac{Q}{(Kt \cdot D \cdot n)}$$

Donde:

A_s = Área Superficial (m²).

DBO = Demanda Biológica de Oxígeno (g/m³).

Q = Caudal (m³/d).

Kt = Constante de velocidad de primer orden, dependiente de la temperatura (d⁻¹).

D = Profundidad del sistema (m).

n = Porosidad del medio.

Para determinar el área de la sección transversal los autores recomiendan el uso de la ley de Darcy, ya que el flujo hidráulico del sistema FSS se encuentra descrito por esta ecuación y se aplica para casos de medios porosos:

$$A_T = \frac{Q}{(K_s \cdot S)}$$

Donde:

AT = Área Transversal (m²).

Q = Caudal (m³/d).

KS = Constante de conductividad hidráulica, depende del tamaño de partícula del médium (m/d).

S = Pendiente del sistema.

La diferencia entre los autores radica en que cada uno tiene una forma diferente de calcular la constante de velocidad (Kt) y partiendo de esto las áreas superficiales cambian sustancialmente:

$$Kt = K_{20} \times \theta^{(T-20)}$$

Donde:

K₂₀ = Constante de Temperatura a 20 ° C

Θ = Constante

T = Temperatura del medio

Tabla 1. Valor de las constantes de diseño para los wetlands

AUTOR	VALOR DE θ	VALOR DEL K20 (d-1)
RAS – 2000	1.1	1.35
EPA	1.06	1.04
WPCF	1.06	0.806
		$K_{20} = K_0 (37.31 \times n^{4.172}) ;$ $n \geq 0.4$
REED	1.1	$K_0 = 1.839 \text{ d}^{-1}$ para ARD $K_0 = 0.198 \text{ d}^{-1}$ para ARI

Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

2 METODOLOGÍA

La investigación se realizó en la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa Colombo Italiana de curtidos, ubicada en el predio “Las Vegas” en el costado occidental de la carretera central del norte en Villapinzón (Cundinamarca). Las aguas residuales derivadas de la actividad industrial son evacuadas en el río Bogotá.

A fin de caracterizar el efluente, el 22 de julio de 2011, se hizo un relevamiento visual de las instalaciones y se consultó con personal de la curtiembre sobre el tipo de procesos usados en el tratamiento de sus aguas residuales, su frecuencia de uso, y valores medidos de los parámetros de calidad con el fin de evaluar el comportamiento de las aguas residuales, antes y después del tratamiento.

Con el fin de determinar la eficiencia del humedal artificial, se empleó un método descriptivo tomando como base el muestreo de afluentes y efluentes disponibles. Para el diseño del muestreo se hizo un análisis de laboratorio con muestras puntuales de DBO, DQO, N-amoniaco, coliformes totales y E coli, Grasas y Aceites, Color, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sulfatos, sulfuros, Bario, Cadmio, Cobre, Cromo Total y Zinc, al igual que parámetros inmediatos tomados en campo como son: Oxígeno Disuelto (OD), conductividad, temperatura del agua y caudal.

Las mediciones de los parámetros de calidad fueron efectuadas por el laboratorio ambiental de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). El método analítico utilizado para la determinación de los parámetros se describe en la tabla 2.

Tabla 2. Método analítico para la medición de parámetros de calidad de agua residual (Laboratorio ambiental - CAR)

PARÁMETRO	MÉTODO ANÁLITICO
Aceites y Grasas	Extracción Soxhlet (5520 D)
Cloruros	Nitrato mercurio (4500 CIC)
Coliforme Totales	Sustrato definido (9223)
E. Coli	Sustrato definido (9224)
Color	Comparación visual (2120B)
Conductividad	Electrométrico (2510B9)
DBO	Prueba de 5 días (5210B)
DQO	Reflujo Abierto (5220B)
N-Amoniacal	Nessler (417B –ed16)
Oxígeno Disuelto	Electrodo de membrana (4500 O-G)
pH	Electrométrico (4500 H)
Solidos sedimentables	Volumétrico (2540 F)
Sólidos Totales	Secado a 103 – 105°C (2540D)
Sulfatos	Turbidimetro (4500 SO4 E)
Bario	AA-3111 D-ICP MASAS
Cadmio	AA-3111 D – ICP MASAS
Cobre	AA-3111 B – ICP MASAS
CROMO TOTAL	AA-3111 D – ICP MASAS

Fuente: Laboratorio ambiental - CAR

El horario de recolección de muestras del agua cruda y tratada fueron de ocho horas tomando alícuotas cada hora, iniciando a las 9:00 am y culminando a las 4:00pm, durante el muestreo se realizaron ocho aforos de caudal por el sistema volumétrico, esto con el propósito de determinar el horario más crítico del agua residual y de reducir el error que pudiera ocasionarse por variaciones en el tiempo.

Los sitios de selección de muestreo son: aguas de captación, aguas de curtido (antes y después del tratamiento), aguas del pelambre y recurtido (antes y después del tratamiento) y vertimiento final.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CURTIEMBRE COLOMBO ITALIANA

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la empresa Colombo Italiana de Curtidos, ubicada en Villapinzón (Cundinamarca), está diseñada para tratar 0,59L/s de agua residual industrial por cochadas al ritmo de la producción con una operación de 26 días/mes, 8 horas/día y producción máxima de 2500 cueros/mes. Actualmente la curtiembre tiene una producción de 800 pieles/mes con un consumo día de 180L/piel. Para el proceso de curtición se implementan los métodos de curtición al cromo y curtición al vegetal.

El caudal de entrada a la curtiembre es de 2 L/s, agua proveniente de la quebrada San Pedro. Se generan 277,3 L/piel al cromo de agua residual industrial y 325,1L/piel al vegetal. El promedio de aguas residuales es de 291,91 L/piel. Del proceso de pelambre se descargan 2103 L/mes de agua residual industrial o lo que equivale a 0,84 L/piel. En la tabla 3 se presentan los caudales de descarga de los procesos de curtido al cromo y vegetal en L/s.

Tabla 3. Caudales de descarga de los procesos de curtido

PROCESO	DESCARGA (L/s)
Curtido Vegetal	0,096
Curtido al Cromo	0,19
Total	0,286

Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda

Aproximadamente el 98,5% del agua fresca alimentada se transforma en agua residual industrial que sin tratar arrastra contaminantes como materia orgánica (DBO), grasas y aceites, sólidos suspendidos y disueltos, cloruros, cromo y sulfuros, entre otros, excediendo los límites permisibles en la normatividad ambiental.

La empresa Colombo Italiana de Curtidos implementa un sistema de tratamiento de aguas industriales, que requiere de la separación de las aguas ácidas y básicas generadas durante las diferentes etapas del proceso productivo. Esta separación conlleva a un procedimiento independiente en el manejo de estos dos tipos de aguas residuales, situaciones que desde el punto de vista técnico se considera adecuada, dado que facilita su depuración y simplifica el tratamiento que se debe aplicar.

Las aguas básicas, son conducidas a un tanque subterráneo y luego son filtradas y aireadas a través de una columna que permite su oxigenación. Las aguas ácidas, se precipita el cromo y se sube el pH con cal y un polímero catiónico.

3.1.1 Tratamiento de aguas residuales alcalinas (pelambre)

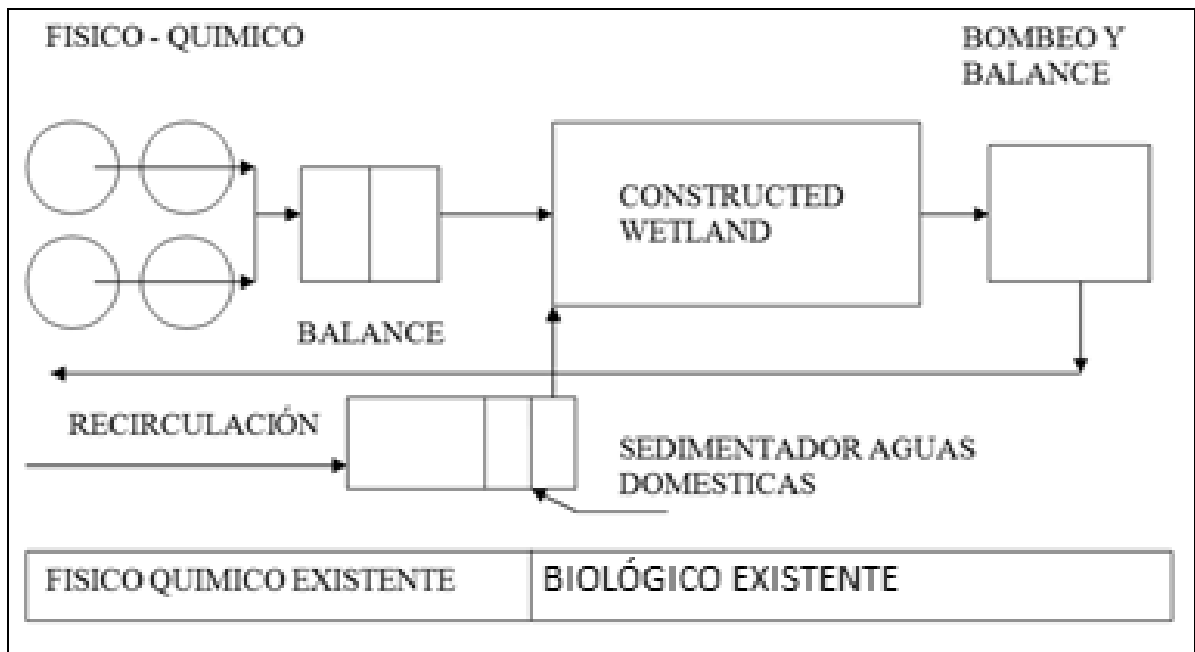
Los baños de pelambre neutralizados liberan ácido sulfhídrico, gas altamente tóxico, por lo que deben ser tratados en forma separada. En un tanque de recolección y reacción, donde llegan las aguas de pelambre, desencalado y remojo se hace el proceso de recuperación de sulfuro de sodio, el cual se convierte en sulfato ferroso y férrico, ya que la agitación se hace con aire. Luego se someten las aguas a un proceso de floculación con un polímero catiónico, dando como resultado un líquido sobre nadante y un lodo decantado, después de 10 horas de reposo. Estas aguas son enviadas a otro tanque de tratamiento donde se realiza nuevamente el proceso de floculación, los lodos son retirados manualmente y depositados en un terreno dispuesto para ello.

3.1.2 Tratamiento de aguas ácidas (aguas residuales al cromo)

La remoción del cromo se realiza por precipitación con hidróxido de calcio a valores de pH superiores a 8 unidades. Los licoros del cromo son recuperados en forma de sulfato de cromo, el cual es bombeado a tanques de añejamiento donde se deja en reposo por unos quince días, para ser reutilizado en el proceso. Después de obtener las aguas sobre flotantes de los procesos de pelambre y curtido estas son llevadas a unos tanques de homogenización con el fin de obtener un pH neutro y un bajo contenido de sólidos suspendidos.

Teniendo en consideración que los efluentes industriales provenientes de curtiembres son uno de los más complejos, en los que se refiere a su tratamiento, principalmente debido a la composición y origen de los contaminantes, el proceso implementado por la curtiembre cumple con dos requisitos básicos en la remoción de los contaminantes de los efluentes:

Oxidar los sulfuros para evitar, por un lado, que se generen malos olores en el alcantarillado y, por el otro, que el H_2SO_4 generado por la reacción entre el ácido sulfhídrico y el oxígeno disuelto en el agua, deteriore las estructuras hidráulicas. Llevar a cabo la eliminación del cromo, con el fin de evitar la presencia del metal en los efluentes que se arrojan sobre el río Bogotá.



Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

Figura 5. Esquema tratamiento de agua residual de la empresa colombo italiana

Las aguas industriales provenientes del sistema de tratamiento fisicoquímico (pelambre, curtido y recurtido) son conducidas al tanque de homogenización y balance para luego ser conducidas al wetland (sistema fitodepurador), Las aguas provenientes del sedimentador de aguas residuales domesticas previamente sedimentadas son transportadas al wetland para aportar nutrientes a las especies vegetales, de igual forma los lodos generados en este proceso son extendidos sobre la superficie de la biomasa del wetland.

La estructura de los wetlands se compone de una geomembrana a la cual se le aplica una capa de heno, una de grava gruesa y grava delgada, luego de esto se ubican las macrófitas las cuales se siembran en un compost de Aserrín, Bacterias, Tierra negra, Heno revuelto y finalmente se recubre todo con un geo textil. A continuación se presentan las características de diseño del wetland.

Tabla 4. Características de diseño del sistema Wetland

PARÁMETRO	MEDIDA
	Largo: 40 m (dos secciones)
Dimensiones	Ancho: 12 m
	Profundidad: 1 m
Grabas	90 m ³ (4 a 8 cm redondas o trituradas)
	238 m ³ (60 % Tierra negra no compactable suelta : 143 m ³)
Biomasa	(25 % Tamo de Arroz : 60 m ³)
	(15 % Viruta de madera gruesa : 36 m ³)
Geomembrana	600 m ² (aprox) REF : HR 500
Heno en pacas	150 pacas

Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda (Guerra, 2006).

3.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES

Tabla 5. Caracterización de las aguas de curtición y recurtición

Parámetro	Aguas de Captación	Aguas de curtido (antes del tratamiento)	Aguas de recurtido (antes de tratamiento)	Aguas de curtido y recurtido (Después del tratamiento fisicoquímico)
Cloruros (mg/L)		8628		55283
Cromo Total (mg/L)		4447	70	
DBO (mg/L)	2	2600	110	130
DQO (mg/L)	8	5850	376	410
Grasas y aceites (mg/L)		115	0,9	0,6
N-Amoniacal				

			(mg/L)	
pH (unidades)		4,33	4,08	9,62
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	3	387	630	56
Sulfuros (mg/L)		21300		20100
Coliformes Fecales UFC/100mL			93	
Coliformes Totales			7000	

Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda

Realizando una descripción organoléptica del agua residual antes del tratamiento en cada punto de muestreo, se determinó que el agua proveniente del proceso de pelambre, posee un alto grado de concentración en grasas, sólidos suspendidos y sedimentables, restos de pelo, material particulado y en general residuos de cal y sulfuros de sodio. Las aguas residuales del proceso de curtido tienen una alta turbidez, olor excesivo, una concentración alta de cromo y poca presencia de residuos sólidos. El agua derivada del proceso de recurtido contiene alta concentración de grasas, sólidos suspendidos y sedimentables.

Tabla 6. Caracterización de las aguas de pelambre

Parámetro	Norma de vertimiento para tratamiento fisicoquímico 1ra Etapa	Parámetros medidos a la entrada de la PTAR	Parámetros a la salida del tratamiento fisicoquímico	Norma de vertimiento para tratamiento biológico 2da Etapa	Parámetros a la salida del tratamiento completo	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
Aceites y Grasas	30 mg/L	95,6 mg/L	<VMD	30 mg/L	<VMD	>95%
Cloruros	1200 mg Cl-/L	6286 mg/L	17,9 ±0.4	1200 mg Cl-/L	17,9 mg/L	>95%
Coliformes Totales	5000 NMP/100mL	7,3 E07 UFC/100mL	40E+02/27E+02 ± 0.4	5000 NMP/100mL	2,10E+02	>95%
E. Coli	1000 NMP/100mL		63E+01/10E+01 ± 0.04	1000 NMP/100mL	1.2E+02 ± 0.04	>95%
Color	20 Und Co/Pt		20/30	20 Und Co/Pt		>95%

DBO	200 mg O ₂ /L	4000 mg/L	9,5 mg/L	60 mg O ₂ /L	2,8 mg/L	>90%
DQO	400 mg/O ₂ /L	12300 mg/L	13,4 mg/L	120 mg/O ₂ /L	19,6 mg/L	>95%
N- Amoniacal	1,0 mg NH ₃ /L	630 mg/L	0.7 ± 0.03	1.0 mg NH ₃ /L	0,7mg/L	>95%
pH	5 - 9 unidades	12,55 unidades	7.0 ± 0.4	5 - 9 unidades	7 unidades	
Sólidos Suspendidos Totales	1000 mg SST/L	2264 mg/L	213 ± 0.03	100 mg SST/L	5 mg/L	>95%
Sulfuros	1,0 mg S=/L	529 mg/L	<VMD /<VMD	1.0 mg S=/L	<VMD	>95%
Bario	1,0 mg Ba/L		0.323	1.0 mg Ba/L	<VMD	>95%
Cadmio	0,05 mg Cd/L		<VMD	0.05 mg Cd/L	<VMD	>95%
Cobre	1,0 mg Cu/L		<VMD	1.0 mg Cu/L	<VMD	>95%
Cromo Total	0,1 mg/L	4447 mg/L	0.24mg/L	0,1 mg/L	0,03	>99%
Zinc	25 mg Zn/L		<VMD	25 mg Zn/L	<VMD	>95%

Fuente: Material de la Empresa Colombo Italiana Curtidos Ltda

3.2.1 Eficiencia de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

El agua captación ingresa a la curtiembre con una DBO de 2 mg/L, el proceso de curtido, pelambre y recurtido aportan un valor de DBO de 2600, 4000 y 110 mg/L respectivamente, siendo el valor más representativo el aportado por las aguas provenientes del pelambre. El porcentaje de remoción de DBO para el proceso de curtido es de un 95% al pasar de 2600 mg/L a 130 mg/L para el tratamiento fisicoquímico como se muestra en las tablas 5 y 6.

En la tabla 6 se muestran los resultados de la eficiencia de remoción de DBO para el proceso de Pelambre, curtido y recurtido, usando como parámetro comparativo los valores medidos en la etapa de pelambre por ser el más representativo. En ella se obtiene una comparación de resultados entre las concentraciones del afluente de la PTAR y los efluentes del tratamiento fisicoquímico y biológico; en donde la DBO se ha reducido de 4000 mg/L a 9,5 mg/L; lo que hace una eficiencia de remoción del 76,25% para el tratamiento fisicoquímico y de 9,5 mg/L a 2,8 mg/L

con una remoción de 70,52% para el tratamiento biológico. Considerando las condiciones de entrada y salida de la PTAR, la remoción total de material orgánico presente fue del 93% cumpliendo con la normatividad establecida en el decreto 1594 del 84.

Los resultados indican que hay una mayor remoción de materia orgánica sedimentable debido a la efectiva descomposición por parte de los microorganismos aeróbicos o anaeróbicos presentes. Adicionalmente la DBO que se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal es removida al entrar en contacto con las comunidades bacterianas degradadoras que crecen en el sistema gracias a la oxigenación del agua a través de las plantas presentes en el Wetland; haciendo que la carga orgánica y la actividad microbiológica disminuya y por consiguiente una menor Demanda Bioquímica de Oxígeno (Torres, 2007).

3.2.2 Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO).

El valor de DQO registrado en el agua de captación de la curtiembre es de 8 mg/L, con un aporte de 5850, 12300 y 376 mg/L por parte de los procesos de curtido, pelambre y recurtido respectivamente. El tratamiento fisicoquímico de las aguas ácidas (curtido y recurtido) permite una eficiencia del 93% al disminuir la concentración de 5850 mg/L a 410 mg/L, y de 89 % para las aguas de pelambre que presentan una reducción de 12300 mg/L hasta 13,4 mg/L. Los efluentes del curtido, recurtido y pelambre se unen en una misma corriente para ser sometidos a tratamiento biológico donde se obtiene una concentración de 19,6 mg/L, demostrando la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento frente a los parámetros de contaminación.

3.2.3 Eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales (SST)

En la tabla N° 3 se consideran las concentraciones iniciales de las corrientes de curtido y recurtido en el afluente que fue de 387 y 630 mg/L respectivamente, después del tratamiento fisicoquímico se presenta una reducción de la concentración a 56 mg/L. El afluente de pelambre sufre una remoción de 90,6% al disminuir la concentración de SST desde 2264 mg/L a 213 mg/L. El tratamiento biológico alcanza una eficiencia superior al 95% entregando un vertimiento final con 5 mg/L de SST. Esta remoción se debe a la granulometría del suelo filtrante presente en el wetland, asegurando una notable capacidad de eliminación de los sólidos suspendidos.

3.2.4 Eficiencia de remoción de cromo total

Las aguas de captación de la curtiembre presentan ausencia total de cromo. El proceso de curtido aporta en total 4447 mg/L del metal del cual el 99 % es removido durante el tratamiento fisicoquímico. Sin embargo, el alto porcentaje de remoción se debe en parte a la transferencia del cromo de una fase líquida a otra sólida. Los lodos generados en esta etapa del tratamiento son conducidos a un terreno donde son extendidos y tratados con bacterias a 40°C, con el fin de disminuir su toxicidad, seguidamente los lodos son procesados y utilizados como abono de la especie Phragmites. En el Wetland, se registró un valor de 0,03 mg/L de cromo en el vertimiento final. De acuerdo con lo anterior, el valor de cromo se encuentra por debajo de los límites admisibles en el decreto 1594 de 1984 en sus artículos 38, 39,40 y 41.

3.3 Tratamiento Biológico

Los estudios que toman como base la interacción entre microorganismos, plantas acuáticas y metales pesados se han intensificado en los últimos años, con el fin de establecer cuáles de éstas tienen capacidad detoxificadora en ambientes contaminados, pudiéndose consolidar un listado de especies; las cuales poseen mecanismos para absorber y retener sustancias como metales pesados.

Durante la realización del estudio se pudo observar que el proceso de remoción se realizó por *Phragmites communis* junto con microorganismos eficientes ESC EM® en la remoción DBO y DQO, lo cual permite mantener altos niveles de absorción de metales formando en algunos casos capas de biofilms de bacterias anaerobias y aeróbicas sobre las raíces de las macrófitas.

Los procesos de degradación microbiana que se llevan a cabo en la planta de fitodepuración, que da lugar a la fermentación, metanogénesis y respiración, principalmente por medio de las bacterias adheridas a las partículas de la biomasa (Tierra negra, Heno, Acerrin) y a las raíces de la planta acuática emergente que principalmente pertenece al género, *Phragmites communis* que son capaces de soportar variación en el nivel del agua y se reproducen en condiciones con bajos niveles de oxígeno disuelto (Flórez y Cortez, 2006).

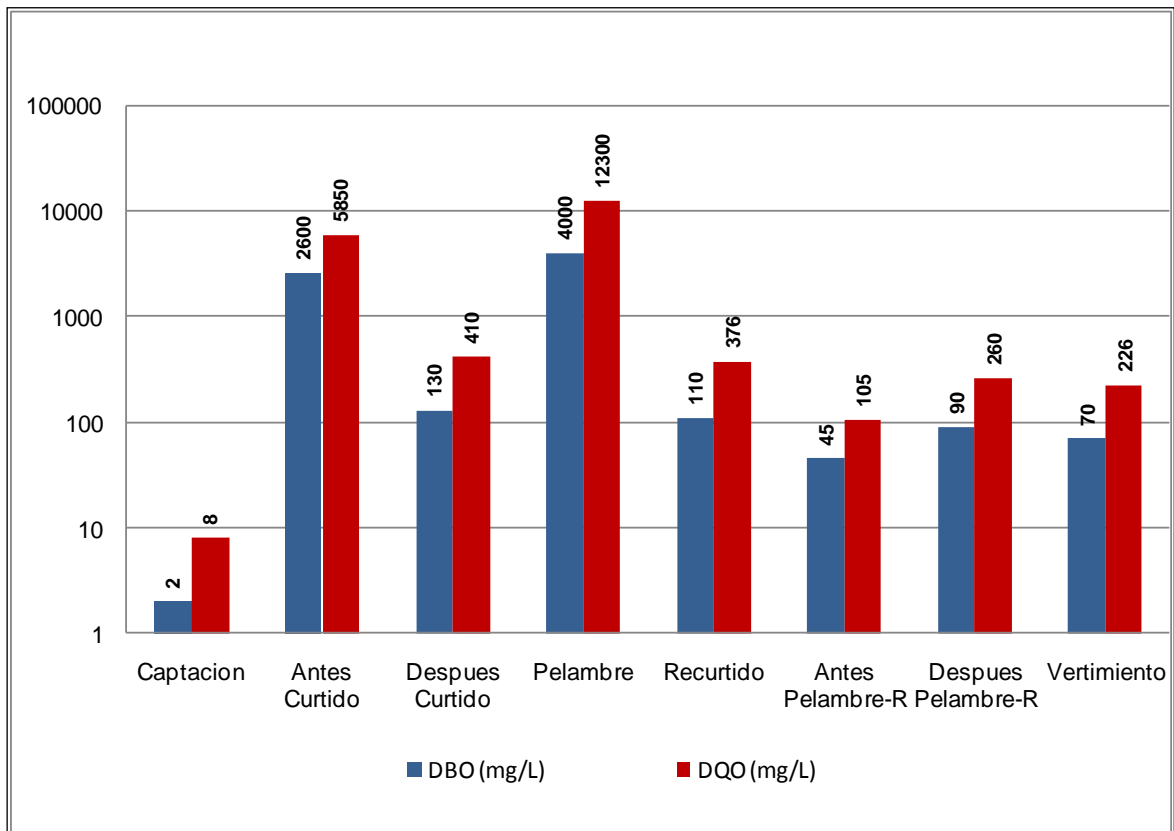


Figura 6. Dinámica de DBO y DQO en la Planta de Curtiembre

El comportamiento que muestran tanto de DBO como el DQO son similares pues sus puntos máximos se obtienen antes del tratamiento tanto del curtido como del pelambre, aunque se muestran valores más altos para el DQO, lo que significa que el cuerpo de agua posee grandes cantidades de sólidos suspendidos.

No se detectó un cambio en la dinámica de las concentraciones de Bario o Cadmio entre tratamientos, pues sus valores variaron entre 0 y <0,05 por lo tanto no se puede estimar con exactitud el papel que realizan las plantas acuáticas. Mientras que el cromo mostró un valor de 70 mg/L antes del tratamiento de recurtido. Sin embargo, se ha reportado que *Phragmites communis* es ampliamente utilizada como fitorremediadora (Núñez et al. 2005). Según Vallejo (2003) se registran para esta planta remociones hasta del 12,6 % en DBO y 50,51% en DQO, lográndose en algunos casos una reducción hasta del 90% en DBO, DQO, fósforos y nitrógenos y fenoles provenientes de aguas residuales de la industria petrolera (Henriksson, 2003).

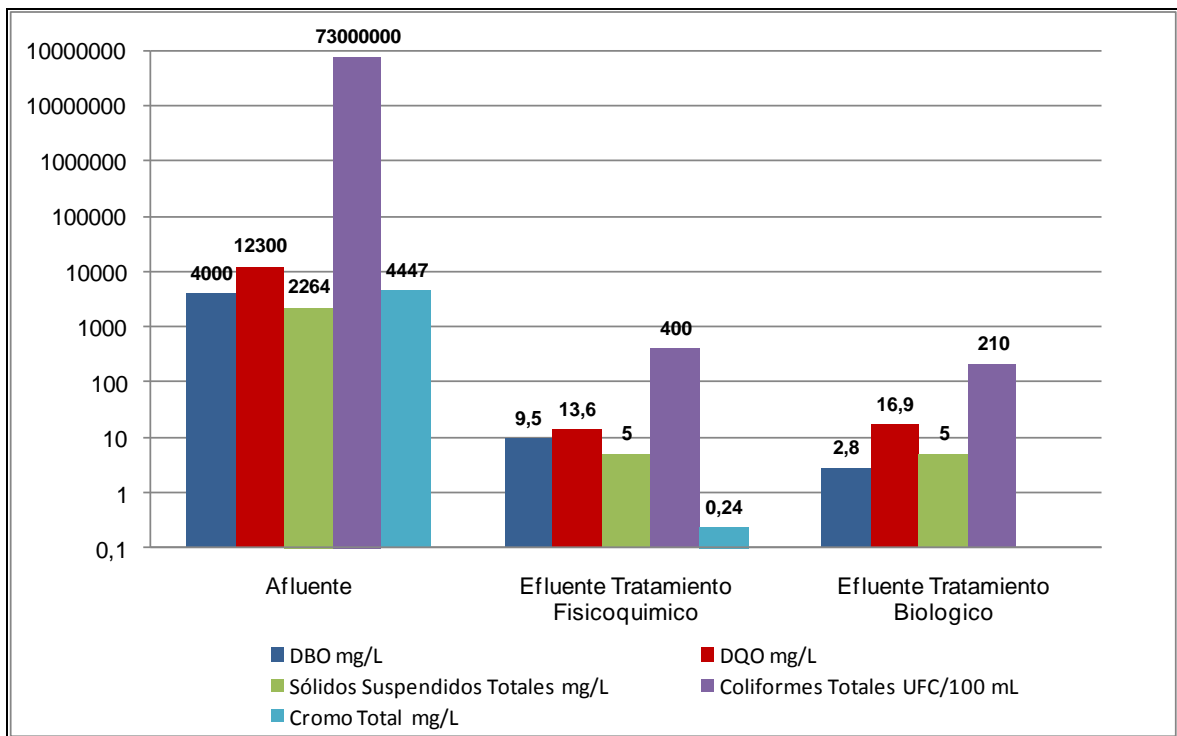


Figura 7. Dinámica de los parámetros Físicoquímicos en la Planta de Curtiembre

Según nos muestra la figura anterior, podemos inferir que los tratamientos químico y biológico se complementan de tal manera que permiten el máximo aprovechamiento para la descontaminación del ambiente; teniendo en cuenta que los valores que se tomaron en el afluente son bastante altos si los comparamos directamente con el efluente del tratamiento físicoquímico. Comparando los resultados obtenidos entre el efluente del tratamiento biológico con el físicoquímico, mostró una notoria ventaja para disminuir mejor los valores para DBO, Coliformes totales y el cromo total. Se mostró pareja al tratar los sólidos suspendidos y DQO.

Dentro de la industria de curtiembre se utilizan dos metodologías para tratar el cuero, la primera es la utilización de taninos convirtiéndolos en líquidos curtiembres en los cuales se sumerge el cuero, estas sustancias se preparan en diferentes concentraciones hasta que se curte el cuero (Germillac, 2003), lo cual

puede estar favoreciendo el color oscuro que presenta el agua tratada cuando entra en contacto con un cuerpo de agua natural.

Según los resultados mostrados en las tablas 5 y 6, se puede inferir que los tratamientos químico y biológico se complementan de tal manera que permiten el máximo aprovechamiento para la descontaminación del ambiente; teniendo en cuenta que los valores que se tomaron en el afluente son bastante altos si los comparamos directamente con el efluente del tratamiento fisicoquímico. Comparando los resultados obtenidos entre el efluente del tratamiento biológico con el fisicoquímico, mostró una notoria ventaja para disminuir mejor los valores para DBO, Coliformes totales y el cromo total. Se mostró parejo al tratar los sólidos suspendidos y DQO.

El tratamiento biológico resultó ser más efectivo al tratar el cromo, residuo contaminante del tratamiento de curtido, y el cual es catalogado como tóxico, cuando se encuentra en altas concentraciones dentro del cuerpo humano, y éste proceso se lleva a cabo en casi todas las curtiembres de los países en vía de desarrollo (Germillac, 2003) convirtiéndose en un problema para la salud humana.

La industria curtiembre cuenta con tratamientos primarios y pre-tratamientos químicos con el fin de disminuir las concentraciones de cromo en el efluente. Del poco cromo que se registró en los tratamientos, sólo una cantidad despreciable se encontró en la salida de los tratamientos. Lo que refuerza la importancia de tener este tipo de procesos (Dotro et al. 2010).

Sin embargo, se hace la aclaración que es difícil establecer el rol que cumple *P. communis* o las bacterias utilizadas durante el tratamiento ya que no se tienen datos acerca de la retención de metales ni la estabilización del agua, tomadas directamente sobre la especie en cuestión durante la respectiva salida de campo.

Los resultados obtenidos para el cromo son más bajos que los reportados por Americana de Curtidos Ltda Y Cía S.C.A durante su proceso de curtido (0,0007 y

5-6 Kg de cromo respectivamente), al igual que lo ocurrido para el DBO (40-60 mg/L), mientras que los valores para DQO se reportaron más elevados en nuestro estudio (410 mg/L). Se espera que estos resultados sean un reflejo de las ventajas de la utilización de métodos amigables con el ambiente.

Los procesos más importantes que efectúan los microorganismos (oxidación de carbono, azufre y nitrógeno) dependen de la cantidad de oxígeno que tenga el sistema en estudio, sin embargo; algunos procesos en condiciones anaeróbicas como la desnitrificación no favorecen la adsorción y precipitación del fósforo en aguas residuales (Goulet et al. 2005).

Comparando con datos obtenidos por Paris *et al.* (2005) se infiere que el papel que desarrollan las bacterias en este tipo de remoción es baja pues no poseen un tiempo de remoción suficiente que permita realizar la totalidad los procesos de depuración comparando directamente con lo que sucede en los procesos fisicoquímicos.

4 CONCLUSIONES

El tratamiento biológico mostró una eficiencia mayor a la registrada para los tratamientos químicos, sin embargo; no se pudo establecer si *Phragmites communis* o las bacterias son las que realizan la remoción total de los metales pesados, pues no se tienen datos cromatográficos que confirmen la retención o tratamiento de los contaminantes que descarga la curtiembre. Para determinar con exactitud la eficiencia del tratamiento biológico utilizado se sugiere realizar un estudio químico exhaustivo sobre las partes de la planta. La implementación de sistemas ecológicos para el tratamiento y remoción de metales pesados disminuyen gastos de producción, mantenimiento y químicos a utilizar pues sólo son necesarios los gastos para puesta en funcionamiento y el retiro periódico de las plantas desde la raíz para evitar que una vez se deteriore la planta suelte

nuevamente los compuestos al ambiente. Estos desechos se deben tratar como material de riesgo biológico pues tienen en sus estructuras los metales pesados. La planta Phragmites posee una buena capacidad de remoción de las concentraciones de DBO y sólidos suspendidos totales, llegando a un rendimiento de 93 % en la DBO y 95% en SST. El sistema wetland ha resultado levemente eficiente en cuanto al oxígeno disuelto, obteniendo una concentración de 19,6 mg/L, por debajo de la norma que exige 120 mg/L.

BIBLIOGRAFIA

Alzate A. (2004). Diagnóstico y estrategias. Proyecto Gestión Ambiental en el sector de Curtiembres. Centro Nacional de producción más limpia y tecnologías ambientales.

Beascoechea M; Muñoz M; Curt M. (2009). Manual de fitodepuración, filtros de macrofitas flotantes, Madrid.

Beltrán de Heredia, J; Torregrosa, J; González, T. (2004). Experimentación en el Tratamiento de Aguas Residuales, Madrid.

Calheiros C., Rangel A., Castro P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. Wat. Res., 41 (8): 1790-1798.

Cardwell A; Hawker D; Greenway M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48: 653–663.

Celis H; Junnd M; Sandoval E. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoría* 14(1): 17–25.

Cordero B. (2011). Tecnología de la curtición. Primera Edición digital. Cámara Ecuatoriana del libro.

Corredor J. (2006). El residuo líquido de las curtiembres estudio de caso: cuenca alta del río Bogotá. *Ciencia e Ingeniería Neogranadian*.

Cui S; Hu J; Yang B; Shi L; Huang F; Tsai, Ngai S; He Y; Zhang J. (2009). Proteomic characterization of *Phragmites communis* in ecotypes of swamp and desert dune. *Proteomics*, 9: 3950–3967.

Daniels R. (1998). Quantifying reed bed performance in India. *World Leather*, November, 55.

Dotro G; Larsen D; Palazolo P. (2010). Treatment of chromium-bearing wastewaters with constructed wetlands. *Wat. Env. J.*, doi:10.1111/j.1747-6593.2010.00216.x

Ecoamerica. (2007). Tratamiento biológico de aguas residuales: Agua y residuos líquidos. www.ecoamerica.cl/pdf_notas/66/eco66_pag18-22.pdf. Agosto 1 de 2011. 10:00 a.m.

Flórez Y; Cotes A. (2006). Bioabsorción de metales pesados por *Salvinia natans* de los lixiviados del relleno sanitario de Combeima de Ibagué. *Revista Tumbaga*, 1: 89-100.

Germillac M. (2003). Curso de toxicología a distancia. Monografía: Curtiembre. 10 p.

Guerra S. (2006). Diseños del sistema de tratamiento de tipo biológico natural conocido con el nombre de "Fitodepuración".

Guerrero J. (2007). Saneamiento en Colombia y Latinoamérica. Universidad Tecnológica de Pereira.

Goulet R; Lalonde J; Munger C; Dupuis S; Dumont-Frenette G; Premont S; Campbell P. (2005). Phytoremediation of effluents from aluminum smelters: A Study

of Al retention in mesocosms containing aquatic plants. *Water research* 39: 2291 – 2300.

Hauenstein E. (2006). Visión sinóptica de los macrófitos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70(1): 16-23.

Henriksson P. (2003). Tratamiento de aguas residuales por medio de humedales artificiales. [Paginas. fe.up.pt/~mjneves/publicacoes_files/data/es/.../pdf/10194.pdf](http://fe.up.pt/~mjneves/publicacoes_files/data/es/.../pdf/10194.pdf). Agosto 3 de 2011. 08:00 p.m.

Henry-Silva G; Camargo A.(2006). Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. *Planta daninha, Viçosa-MG* 24 (1):21 - 28

Heredia I. (2008). Eficiencia de un humedal artificial con Arundo Dónax (poaceae) para el tratamiento de aguas residuales domésticas UNCP – El tambo.

Hidalgo C; Montano J; Sandoval M. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, Vol. 14 (1): 17-25.

Kadlec R; Wallace, S. (2008). *Treatment Wetlands*. CRC Lewis Publishers, Florida, USA.

Llagas A; Guadalupe E. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*; 15 (17): 85-96.

Mariano, S. (2001). *Tratados de Gestión del Medio Urbano*, ed. Mundo, Prensa, España.

Mazzoni M; Pucci B. (2005). Informe Sistemas de fitodepuración para el tratamiento de aguas negras en la provincia de Granma. Cuba.

Miglioranza K; De Moreno J; Moreno V.(2004). Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják from a shallow lake in Argentina. *Water research* 38: 1765–1772.

Miretzky P; Saralegui A; Fernández A. (2006). Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere*, 62: 247–254.

Novotny, V. and Olem, H. (2005) *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.

Núñez R, Meas Y, Ortega R, Olgúin E. (2005). Fitorremediación: efectos y aplicaciones. Ciencia, Julio-Septiembre: 69-82.

Paris C; Hadad H; Maine M; Suñe N. (2005). Eficiencia de dos macrófitas flotantes libres en la absorción de metales pesados. Limnetica; 24(3-4): 237-244.

Pérez R. (2007). Impactos que genera la industria tenera en el medio ambiente. Caso de estudio Tenería Mártires de ÑANCAHUAZÚ. Tesis de grado. Universidad de Matanzas. Argentina.

Recurso Online. Decreto 1594 del 1984, (http://www.unad.edu.co/ambiental/images/stories/documentos/NORMATIVIDAD_APLICABLE/DECRETO_1594_-_1984.pdf)

Recurso Online. University of South Alabama (2002) Constructed wetlands page. (<http://www.usouthal.edu/usa/civileng/wetlands.htm>) [Consulta: 22 de abril del 2004].

Recurso Online: Encuesta anual manufacturera, Dane: www.dane.gov.co/index.php?option=com_content&view

Recurso Online: Ministerio de Desarrollo, 2001 www.revistavirtualpro.com/files/TIE11_200703.pdf

Recurso Online: Reglamento Técnico para el sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS. http://www.cra.gov.co/apc-aa-files/37383832666265633962316339623934/2_resolucion_1096_de_2000.pdf

Recurso Online: Reglamento de la EPA <http://www.epa.gov/>

Recurso Online Stándar Methods for the examination of wáter and wastewater. (WPCF) http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lic/alden_a_df/bibliografia.pdf

Roig M; Martínez M; Sánchez V; Ferrer J; Nieto J; García A; Gandía F. (2006). Recirculación de Baños de Curtición en las industrias de curtidos. Instituto Tecnológico del Calzado y Conexas (INESCOP).

Robinson B; Kim N; Marchetti M; Moni C; Schroeter L; Van Den Dijse C; Milne G; Clothier B. (2006). Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the

Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environmental and Experimental Botany*. 58: 206–215.

Rodríguez D. (2004). Utilización de macrófitas acuáticas para la remoción de nutrientes y metales en aguas destinadas al consumo humano - Caso planta de tratamiento de Tibitóc. Tesis de maestría. Universidad de los Andes. 134pp.

Rose P. D; Maart B. A; Dunn K. M; Rowsell R. A; Britz P. (1996). High rate algal oxidation ponding for the treatment of tannery effluents. *Water Sci. and Technol.*, 33(7): 219-227.

Terneus E. (2002). Comunidades de plantas acuáticas de los páramos de norte y sur del Ecuador. *Caldasia* 24(2): 379-391.

TRE LAGHI: LIFE AMBIENTE (2002). Agosto 1 de 2011, 09:00 a.m. www.life.trelaghi.it/files/spagnolo/1_fitodepurazione.pdf

Torres, J. (2007). La depuración y regeneración de las aguas mediante el filtro de Macrófitas en flotación, Artículo de investigación y desarrollo bajo tecnología FMF, España.

Vallejo H. (2003). Adaptabilidad y comportamiento de la gramínea phragmites communis trin en la implementación de un sistema de fitorremediación en la recuperación de un humedal natural del centro experimental Santa Lucia, Vereda El Zarzal. Tesis de grado. Instituto universitario de la paz escuela de ingeniería ambiental y de saneamiento Barrancabermeja.