



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
INGENIERÍA EN BIOTECNOLOGÍA MARINA Y ACUICULTURA



Mejoramiento de la calidad de depuración de efluente de celulosa Kraft, tratado por un sistema biológico incorporando una tecnología de tratamiento terciario.

PAOLA ANDREA URQUEJO PALMA

SEMINARIO DE TÍTULO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA MARINA Y ACUICULTURA

CONCEPCIÓN - CHILE

MARZO, 2015



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
INGENIERÍA EN BIOTECNOLOGÍA MARINA Y ACUICULTURA



Mejoramiento de la calidad de depuración de efluente de
celulosa Kraft, tratado por un sistema biológico
incorporando una tecnología de tratamiento terciario.

Por

PAOLA ANDREA URQUEJO PALMA

Profesor guía

Dr. Gladys Vidal Sáez

SEMINARIO DE TÍTULO PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA MARINA Y ACUICULTURA

CONCEPCIÓN - CHILE

MARZO, 2015

Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Este Seminario de Título ha sido realizado en el Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA), de la Facultad de Ciencias Ambientales y Centro EULA-CHILE.

Profesor Guía:

Dra. Gladys Vidal
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental
Facultad de Ciencias Ambientales, Centro EULA-Chile
Universidad de Concepción, Concepción

Comisión Evaluadora:

Dra. Gladys Vidal
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental
Facultad de Ciencias Ambientales, Centro EULA-Chile
Universidad de Concepción, Concepción

Dra. Carolina Baeza
Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental
Facultad de Ciencias Ambientales, Centro EULA-Chile
Universidad de Concepción, Concepción

Dr. Enrique Bay-Schmith
Director de Laboratorio de Eco toxicología
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción, Concepción

Coordinador Seminario de Título:

Dr. Fernando Cruzat Cruzat
Unidad de Biotecnología Marina

DEDICATORIA

*A mi hijo Sebastián y a mi mamá
Lucía, por su incondicional amor,
apoyo, Fé y sabiduría durante todo lo
vivido y todo por vivir, porque este
tesoro también es de ustedes*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco de todo corazón a las personas que me acompañaron en este camino universitario, para optar a mi título profesional. A mi mamá Lucía que siempre estuvo conmigo, brindándome su apoyo y amor en todo momento. A mi hijo Sebastián, que me acompañó durante todo este proceso de formulación de tesis, dándome apoyo desde la guatita con cada movimiento que sentía, hasta las sonrisas que me regalaba cada mañana y su inigualable buen comportamiento, que permitió a mamá ser profesional. A mi familia en general, a mis amigos que estuvieron conmigo durante esta linda etapa universitaria, que me brindaron su apoyo de diferentes maneras. Agradezco en particular a mi amiga-hermana Marta, que me da todo su cariño, alegría y apoyo en todo momento, especialmente en esta última etapa de mi carrera, jugando y paseando con mi Sebita... mientras la mamá escribe y escribe. También agradezco a mi gran amiga y compañera Nicole, que siempre ha estado conmigo desde segundo año de universidad, donde nos hicimos inseparables, carretes, estudios, viajes, penas, alegrías, hijos, nos han hecho unirnos más junto a Julián y a Sebita. A mi prima Caty y amiga Jheno que a pesar de la distancia que nos separaba estos últimos años, siempre sentí su apoyo y sus buenas energías en todo momento, compartiendo anécdotas y consejos en cada encuentro. A mis compañeros del 4 A, especialmente al Eric que siempre me estuvieron ayudando de una u otra manera con Sebita para poder terminar mis experimentos.

También quisiera agradecer de manera muy especial a mi profesora tutora, Dra: Gladys Vidal por su inagotable voluntad, respeto y consideración al momento de desarrollar el presente seminario. Por aceptarme a mí y a mi hijo en su Grupo de trabajo, GIBA, por creer y confiar en mí para el desarrollo de este trabajo de investigación y por su constante preocupación y ayuda. De igual manera, agradecer a mi co-tutora, Gabriela Morales por todas aquellos consejos a la hora de contribuir en este trabajo científico, por la ayuda, la paciencia, la preocupación, la tolerancia que siempre mostro. La buena onda y el compañerismo que desde que la conocí tuvo conmigo. Agradezco a María José Ortega por la paciencia que tuvo y por su ayuda cada vez que lo necesitaba. Finalmente agradecer a todo el grupo Giba que siempre me apoyo, tanto en laboratorio como en el ámbito personal realizando lindos gestos como un babyshower para mí bebe. Mucha gracias a todos los que hicieron posible alcanzar esta meta...

NOMENCLATURA

A/M	Razón Alimento Microorganismos	(gDBO ₅ /gSSV·d)
CE	Conductividad Eléctrica	(μS)
DBO₅	Demanda Biológica de Oxígeno	(mg/L)
DQO	Demanda Química de Oxígeno	(mg/L)
IVL	Índice Volumétrico del Lodo	(mL/g)
NT	Nitrógeno Total	(mg/L)
PT	Fósforo Total	(mg/L)
OD	Oxígeno Disuelto	(mg/L)
SST	Sólidos Suspendidos Totales	(g/L)
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles	(g/L)
SSVLM	Sólidos Suspendidos Volátiles del Licor de Mezcla	(g/L)
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico	(d)
VCO	Velocidad de Carga Orgánica	(kgDQO/m ³ ·d) / (kgDBO ₅ /m ³ ·d)
VUO	Velocidad de Utilización de Oxígeno	(mgO ₂ /gSSV·min)
T 1.1	Test de Jarra 1.1	-
T 1.2	Test de Jarra 1.2	-

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	5
ÍNDICE.....	7
RESUMEN.....	12
ABSTRACT	14
1. INTRODUCCIÓN	16
1.1 Industria de celulosa Kraft.....	16
1.1.1 Proceso productivo de celulosa Kraft.....	17
1.1.2 Residuos líquidos de la industria de celulosa Kraft.....	19
1.1.3 Tratamiento de residuos líquidos de la industria de celulosa Kraft.....	20
1.2 Tratamiento secundario: Sistema de lodos activados	22
1.2.1 Parámetros operacionales del sistema de lodos activados.....	23
1.2.2 Microbiología del lodo activado.....	26
2. HIPOTESIS.....	37
3. OBJETIVOS.....	37
3.1 Objetivo general.....	37
3.2 Objetivos específicos	37
4. METODOLOGIA	38
4.1 Sistema de lodos activados	38
4.1.1 Influyente.....	38
4.1.2 Inóculo.....	38
4.1.3 Reactor.....	38
4.1.4 Operación.....	39
4.2 Coagulación/floculación	40
4.2.1 Efluente secundario	40
4.2.2 Coagulantes utilizados.....	40
4.2.3 Test de jarra	40
4.3 Técnicas analíticas	42
4.3.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos.....	42
4.3.2 Determinación de la actividad heterótrofa de la biomasa.....	43
4.3.3 Determinación de IVL.....	43

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	44
5.1 Caracterización del Inoculo	45
5.2 Operación del sistema de lodos activados	47
5.3 Eficiencias de eliminación de materia orgánica, color y compuestos específicos.....	53
5.4 Indicadores de estabilidad.....	56
5.5 Evolución del índice volumétrico del lodo	57
5.6 Test de jarra.....	58
5.7 Análisis Ambiental.....	67
6. CONCLUSIONES	70
7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	72
8. ANEXOS.....	78

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Proceso productivo de la industria de celulosa Kraft Riles: Residuos Líquidos Industriales.....	18
Figura 2. Esquema de un sistema de tratamiento de efluentes de celulosa Kraft.....	21
Figura 3. Sistema de tratamiento de lodos activados.....	22
Figura 4. Microorganismos del lodo activado. a. ameba, b. flagelos, c. ciliados, d. rotíferos, e. nematodo.....	27
Figura 5. Test de jarra con efluentes de celulosa Kraft, implementado en laboratorio de tecnologías terciarias del Grupo GIBA.....	41
Figura 6. Evolución de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) en el reactor.....	47
Figura 7. Evolución del Tiempo de Retención Hidráulico en el Sistema de Lodos Activados.....	48
Figura 8. Concentración de Sólidos Suspendidos totales, SST (■) y de Sólidos Suspendidos Volátiles SSV en el reactor (○).....	49
Figura 9. Evolución del pH (■) y la conductividad eléctrica (○) a través del tiempo en el influente.....	50
Figura 10. Evolución del pH (■) y de la conductividad eléctrica (○) a través del tiempo en el efluente del sistema de lodos activados.....	51
Figura 11. Evolución de la temperatura (■) y el oxígeno (○) disuelto a través del tiempo en el sistema de lodos activados.....	52
Figura 12. Evolución de las eficiencias de eliminación de materia orgánica en forma de DQO a través del tiempo.....	53

Figura 13. Eficiencia de la eliminación de Color (□), Lignina 280nm (⊕), Lignina 272 nm (◆), Ácidos lignosulfónicos (●), Compuestos aromáticos (▲), Fenoles totales 215 nm (◀)..... 55

Figura 14. Índice volumétrico en el reactor del sistema de lodos activados.....57

Figura 15. Efluente del tratamiento terciario, luego de la aplicación del test de jarra con coagulante sulfato de aluminio a concentraciones de 360 mg/L, 480 mg/L y 600 mg/L..... 60

Figura 16. Efluente del tratamiento terciario, luego de la aplicación del test de jarra con coagulante quitosano a concentraciones de 41 mg/L, 55 mg/L y 69 mg/L. 63

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización del efluente de celulosa Kraft.....	19
Tabla 2. Caracterización efluente secundario celulosa Kraft.....	23
Tabla 3. Tipos de coagulantes convencionales aplicados en el tratamiento de aguas.....	32
Tabla 4. Tipos de coagulantes naturales para el tratamiento de aguas.....	36
Tabla 5. Concentración de los coagulantes para precipitación.....	41
Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de influente de celulosa Kraft.....	44
Tabla 7. Caracterización del inculo.....	46
Tabla 8. Caracterización fisicoquímica del influente y efluente con aplicación de Sulfato de Aluminio, como coagulante de la precipitación química a diferentes concentraciones evaluadas.....	59
Tabla 9. Porcentajes de Eficiencias con coagulante convencional: Sulfato de Aluminio.....	62
Tabla 10. Caracterización fisicoquímica del influente y efluente con aplicación de Quitosano, como coagulante de la precipitación química a diferentes concentraciones evaluadas.....	64
Tabla 11. Porcentajes de Eficiencias con coagulante natural: Quitosano.....	67

RESUMEN

La industria de celulosa Kraft está en un continuo crecimiento, debido al incremento de la demanda del papel, producto del cual es materia prima. Esta industria ocupa grandes volúmenes de agua en su proceso productivo, generándose efluentes que se caracterizan por su contenido de sólidos, materia orgánica, color y toxicidad. Por ello, deben ser tratados para disminuir las repercusiones en el ecosistema acuático receptor al cual serán descargados. En la actualidad, los efluentes de la industria de celulosa son sometidos a un sistema de tratamiento, que se inicia con un tratamiento primario para la eliminación de sólidos. Luego, es aplicado un tratamiento secundario, generalmente de naturaleza biológica aeróbica, para la eliminación de materia orgánica, siendo uno de los más utilizados los sistemas de lodos activados. Actualmente, los efluentes tratados a través de estas tecnologías, cumplen con la normativa chilena en vigencia, sin embargo los sistemas biológicos no eliminan materia orgánica recalcitrante, que se expresa como color. Por su parte los sistemas de tratamiento terciario de precipitación química, tienen la capacidad de precipitar dichos componentes optimizando la dosis y el pH del proceso de precipitación. Debido a lo anterior, el objetivo de este trabajo es optimizar el sistema de tratamiento de efluente de celulosa Kraft mediante la incorporación de una tecnología terciaria. Para ello, se determinó la eficiencia de eliminación de materia orgánica de un sistema de lodos activados y el efecto de la aplicación de precipitación química con un coagulante natural y uno convencional, en la concentración de materia orgánica del efluente del sistema de lodos activados.

Para la ejecución del proyecto se implementó un sistema de lodos activados a escala de laboratorio, en la Planta Piloto del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA) de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción. El sistema operó de forma continua durante 106 días, siendo alimentado con efluente del tratamiento primario de la industria de celulosa Kraft. Se evaluó la eficiencia de eliminación de materia orgánica a través de los parámetros Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Carbono Orgánico Total (COT), además del color. El efluente obtenido del sistema de lodos activados se sometió a un tratamiento de precipitación química con sulfato de aluminio y quitosano. Luego, se evaluó, a través de las mismas variables fisicoquímicas la eliminación de materia orgánica y color, y se realizó una comparación de las características de los dos efluentes

para el posterior análisis de la calidad del efluente luego de la incorporación de la precipitación química.

La aplicación de sulfato de aluminio como tratamiento terciario, contribuyó a la mejora en la calidad del efluente final, obteniendo las más altas eficiencias de eliminación de color y materia orgánica de 84% y 74 % respectivamente, a una concentración de 600 mg/L. A concentraciones de 270 mg/L y 360 mg/L también se obtuvieron buenos resultados en las eficiencias de eliminación de color, por lo que se concluye que la incorporación de este tratamiento terciario es efectivo para disminuir el color y materia orgánica en el efluente final, contribuyendo a disipar el impacto que genera la descarga de efluentes a los cuerpos receptores.

Con respecto a la incorporación de quitosano como coagulante natural en el proceso terciario de precipitación química, su efectividad es menor a la registrada con el coagulante convencional (sulfato de aluminio), obteniendo bajas eficiencias de eliminación de materia orgánica y color. La concentración óptima de quitosano fue de 55 mg/L, alcanzando eficiencias de eliminación de materia orgánica y color de 20% y 12% respectivamente. Debido a lo anterior el coagulante más efectivo para la precipitación química en términos de eficiencias de eliminación de materia orgánica y color es el sulfato de aluminio, sin embargo este produce enormes volúmenes de lodos que quedan depositados en los sedimentos generando un grave impacto ambiental. Por lo que una mezcla de ambos 50/50 (sulfato/quitosano), podría potenciar cada una de sus ventajas, generando una tecnología equilibrada entre eficiencias de eliminación e impacto ambiental.

ABSTRACT

Chile has witnessed a significant growth in forestry, mostly related to the cellulose Kraft industry due to increased demand for paper product. Associated with this activity, an increase in the volumes of liquid residues that are disposed the environment. For years, this event has been considered as one of the principal pollution sources for aquatic systems, these effluents are characterized by content suspended solids, organic matter, color and toxicity.

In response to the environmental factor, the Kraft pulp mill industry have developed changes in its productive process, implementing primary treatments for removal suspended solid and secondary treatment for degrading organic matter. For this purpose, the developed available technologies are biological aerobic systems, such activated sludge systems. However, these technologies do not have the capacity for total removal the organic matter makes evidence the organic matter recalcitrant which is expressed as color.

The greatest interest and most recent progress have been made in tertiary treatment systems based on chemical precipitation, which has the potential to remove organic matter recalcitrant optimizing precipitation process and pH doses. Therefore, the aim for this thesis is to optimize the Kraft pulp mill treatments, incorporating a tertiary technology.

For this, was implemented a system based on activated sludge a laboratory scale determining the efficiency for removal organic matter in the activated sludge, adding the natural chemical for precipitation (aluminum sulfate) with a conventional coagulant (quitosane). The efficiency of the system was asses under organic matter through Biological Oxygen Demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Organic Carbon (TOC), besides the color.

The result shows that aluminum sulfate (600 mg/L) contributed to the improved quality of the final effluent, elimination efficiencies 84 % for the color and 74 % for organic matter. In comparison the quitosane (55mg/L) color presents efficiencies with a maximum value of 12 % and 20 % for organic matter. In conclusion it is observed that chemical precipitation (aluminum sulfate) in terms of removal efficiencies (organic matter and color) is most effective that quitosane. However the downside to using this product is that produces wide volumes of sludge

producing an environmental impact. So a 50/50 mixture of sulfate/chitosane could potentiate each of its advantages, generating a balanced between removal efficiencies technology.

1. INTRODUCCION

1.1 Industria de celulosa Kraft

La industria de celulosa es uno de los rubros más importantes a nivel mundial, ya que produce la materia prima para diversos productos cuyo consumo va en aumento, como el papel. En Chile, tiene un rol fundamental en la economía, representando el 3,5% del PIB (Producto Interno Bruto), siendo la segunda actividad económica más importante después de la minería (CORMA, 2010). De esta manera, nuestro país se encuentra entre los principales productores de celulosa y papel, junto a Canadá, Suecia, Finlandia, Estados Unidos, Portugal y Brasil. Particularmente, al 2010 se ubicó en el décimo lugar del ranking mundial de productores de celulosa, con 4,88 millones de toneladas de celulosa fabricadas al año (BRACELPA, 2013). Este éxito, se debe a las condiciones climáticas, de suelo y pluviometría, las cuales han permitido el crecimiento de la industria forestal, teniendo mayores superficies plantadas en las Regiones del Biobío, Maule y Araucanía, con 40, 20 y 20%, respectivamente (INFOR,2007).

Actualmente, existen 13 industrias de celulosa a lo largo del país. Destaca la Región del Biobío por su alta producción, la que alcanza un 46% del total nacional (Xavier, 2006). Como materia prima, son utilizadas principalmente las especies *Eucaliptus globulus* y *Pinus radiata*, las cuales han logrado una buena adaptación a las condiciones de clima y suelo, abarcando una extensión de 880.000 ha. de superficie plantada en el Biobío (Luraschi, 2007). Las empresas nacionales asociadas a la producción de celulosa son CMPC S.A. (Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones) y Empresas Arauco y Constitución S.A., las cuales, durante los últimos años, tuvieron una producción de 2,5 y 2,7 millones de toneladas al año, respectivamente (Arauco, 2013; CMPC, 2013).

1.1.1 Proceso productivo de celulosa Kraft

A nivel mundial y nacional, la fabricación de celulosa se realiza en su mayoría, a través del proceso Kraft. Este proceso, también llamado al Sulfato, consiste en la separación de las fibras de celulosa de los demás componentes de la madera, principalmente de la lignina y hemicelulosas, mediante remoción selectiva con la utilización de sulfuro (Zaror, 2002).

El proceso Kraft, presentado en la Figura 1, se inicia con el descortezado de la madera y su reducción a astillas (Arauco, 2013). Luego en la etapa de digestión, las astillas son ingresadas a un digestor continuo donde son sometidas a cocción con licor blanco, compuesto por hidróxido de sodio (NaOH) y sulfuro de sodio (Na₂S) a un pH básico mayor a 12, con temperaturas que oscilan entre los 160 y 180°C y presión, por un periodo entre 0,5 - 3 horas, lo que permite disolver la mayor parte de la lignina de las fibras de la madera (Biermann, 1996). El proceso anterior genera licor negro, el cual en la etapa de recuperación química, se evapora, concentrándose, para luego ser quemado en la caldera recuperadora, obteniéndose licor verde (sulfuro de sodio y carbonato de sodio) (Bajpai, 2013). El licor verde obtenido es llevado a un proceso de caustificación, donde se recupera licor blanco, que es devuelto al proceso de digestión.

La pulpa proveniente de la digestión contiene lignina residual que le otorga un color café, por tanto debe ser eliminada. Así, es lavada a través de una corriente de agua que se ingresa al sistema (Arauco, 2013; Zaror, 2002). La lignina aún presente es blanqueada. El descubrimiento de que el uso de cloro elemental generaba la emisión de una serie de compuestos organoclorados con efectos nocivos para el ambiente, ha llevado a que en la actualidad se utilicen procesos de blanqueo Libres de Cloro Elemental o “ECF” (Elemental Chlorine Free) y Totalmente Libres de Cloro o “TCF”(Total Chlorine Free) (Luraschi,2007).

En la etapa final, a la pulpa ya blanqueada, se le drena el agua por gravedad y vacío, formándose una hoja continua. Luego, se seca con aire caliente, se dimensiona y embala para su transporte y comercialización (Arauco, 2013).

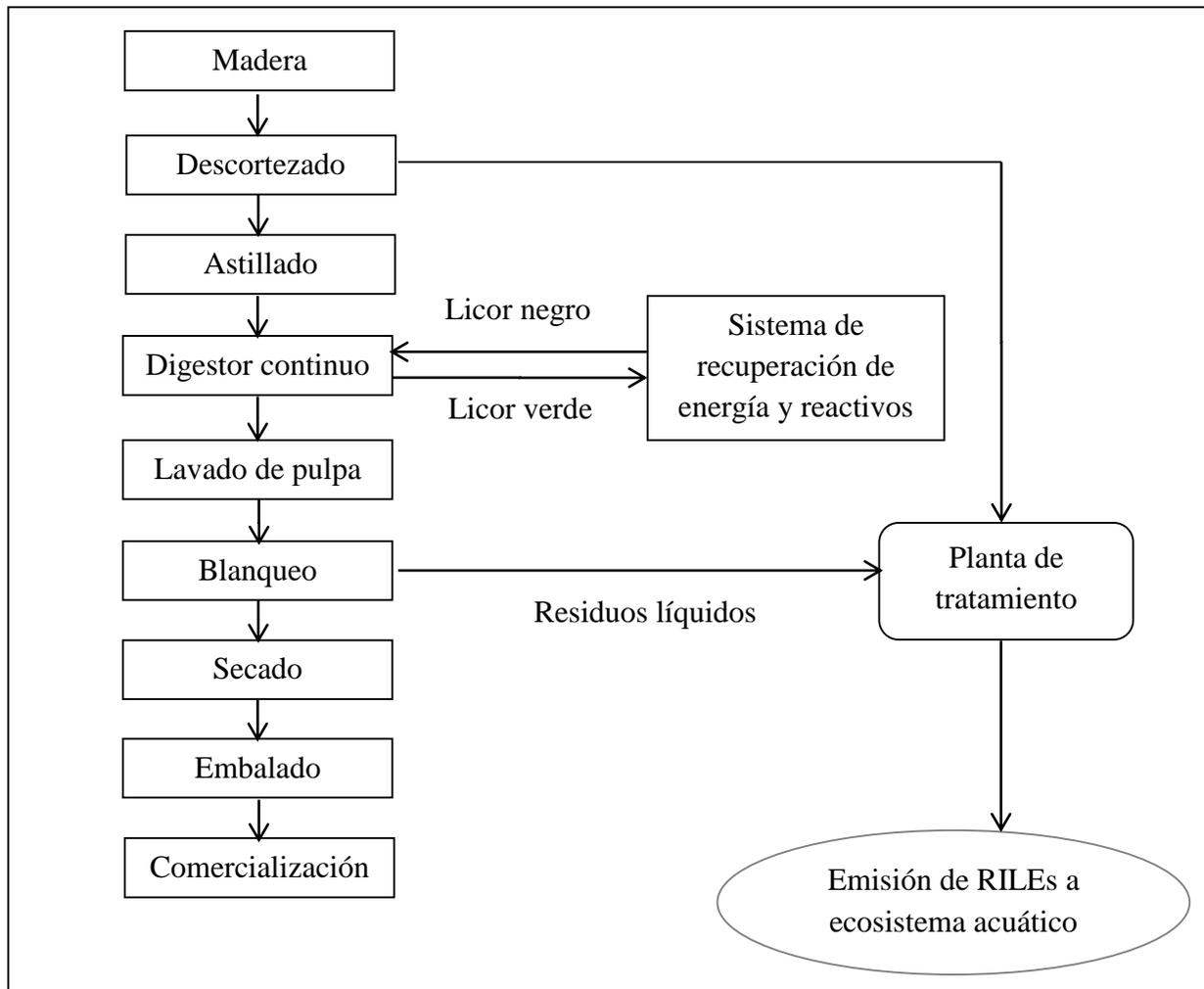


Figura 1. Proceso productivo de la industria de celulosa Kraft. RILEs: Residuos Industriales Líquidos.

Fuente: Luraschi, 2007.

1.1.2 Residuos líquidos de la industria de celulosa Kraft

La industria de celulosa genera gases, efluentes y residuos sólidos que llegan al medio ambiente y pueden producir repercusiones en los ecosistemas (Ali and Sreekrishnan, 2001; Asghar *et al.*, 2007). En los ecosistemas acuáticos, este impacto se produce por los volúmenes de vertidos que varían entre 20-200 m³/ton pulpa (Thompson *et al.*, 2001; Hewitt *et al.*, 2006; Ahmad *et al.*, 2007; Kansal *et al.*, 2008).

Los residuos líquidos generados, poseen características fisicoquímicas que dependen de la materia prima, tecnología y proceso utilizado. Sin embargo, en general poseen un alto contenido de Sólidos Suspendidos (SS); materia orgánica en las formas de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO); color, debido a la presencia de ligninas y sus derivados, taninos no polimerizados; y toxicidad, atribuida a la presencia de Compuestos Orgánicos Halogenados o AOX (Adsorbable Organic Halogen) y extractivos de la madera como ácidos resínicos (Jarpa, 2014). En la Tabla 1, se observan las características del efluente de celulosa Kraft.

Tabla 1. Características del efluente de celulosa Kraft

Parámetro	Unidad	Valor
SS	mg/L	37 – 74
DQO	mg/L	1124 – 1738
Color	Pt/Co	4033 – 4667
AOX	mg/L	12

SS: Sólidos Suspendidos, DQO: Demanda Química de Oxígeno, AOX: Adsorbable Organic Halogen.

Fuente: Jarpa, 2014

Los principales grupos de compuestos orgánicos que han sido identificados en estos efluentes corresponden a productos de degradación del almidón, tales como sacáridos o ácidos carboxílicos, compuestos fenólicos derivados de la lignina y otros como los surfactantes (Amat *et al.*, 2005; Catalkaya and Kargi, 2008).

1.1.3 Tratamiento de residuos líquidos de la industria de celulosa Kraft

El incremento en la demanda de papel, con el consecuente crecimiento en la producción de celulosa, ha repercutido en el aumento del volumen de los efluentes vertidos a cuerpos receptores (Vidal *et al.*, 2000). En Chile, se han implementado normativas que regulan la emisión de efluentes. Particularmente, el Decreto Supremo 90, el cual corresponde a la “Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas continentales y superficiales”, tiene por objetivo la protección ambiental y prevención de la contaminación de las aguas, mediante el control de contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan (MINSEGPRES, 2000).

Debido a sus características, el efluente de celulosa Kraft debe ser tratado previa su descarga, para dar cumplimiento a la legislación y disminuir sus repercusiones en el ecosistema acuático receptor. Para este fin, es utilizado un sistema de tratamiento, que incluye en primer lugar, un tratamiento primario de características físicas, el cual consiste en un proceso de sedimentación para la eliminación de sólidos sedimentables y que alcanza eficiencias de entre 80-90% (Thompson *et al.*, 2001).

Luego, se aplica un tratamiento secundario, para la eliminación de materia orgánica. En su mayoría, son utilizados sistemas biológicos aeróbicos, cuya base son microorganismos, que utilizan la materia orgánica para su metabolismo, desarrollo, crecimiento y reproducción. Dichos microorganismos se pueden encontrar de manera libre, es decir, suspendidos en el líquido de mezcla del reactor, como es el caso de los sistemas de lodos activados, o se pueden encontrar adheridos a una superficie, como en los reactores de lecho móvil o también llamados MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor). Las dos tecnologías permiten reducir en el efluente, la carga

orgánica biodegradable en hasta un 98%, sin embargo la más utilizada es la de lodos activados (Navia *et al.*, 2003; Kostamo *et al.*, 2004; Pokhrel & Viraraghavan, 2004; Morales, 2014).

Existe una etapa final, en la cual es posible aplicar un tratamiento terciario, cuyo objetivo es aumentar la calidad del efluente al estándar requerido antes de que éste sea descargado al ambiente receptor. En la actualidad, algunas industrias de celulosa Kraft utilizan como tratamiento terciario procesos de precipitación química, con el objetivo de eliminar el color del efluente. La eliminación de color, permite que una mayor cantidad de luz penetre en el cuerpo de agua favoreciendo la producción primaria (Jarpa, 2014). No obstante lo anterior, estos tratamientos no se aplican habitualmente, pero se espera que a medida que la legislación se vuelva más estricta, puedan tornarse habituales (Thompson *et al.*, 2001).

En la Figura 2, se observa un esquema general del tratamiento de residuos líquidos industriales y sus características.

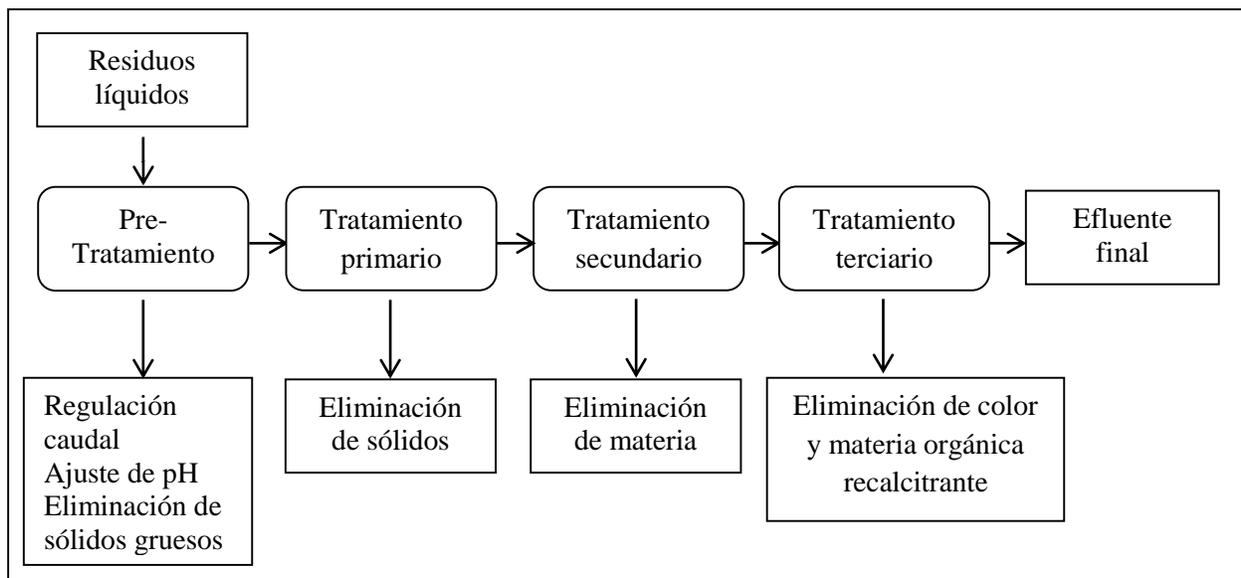


Figura 2. Esquema de un sistema de tratamiento de efluentes de celulosa Kraft.

1.2 Tratamiento secundario: Sistema de lodos activados

La tecnología de lodos activados es una de las más utilizadas a nivel mundial para la depuración la materia orgánica de efluentes. Lo anterior, debido a la resistencia a fluctuaciones en el caudal de entrada, carga orgánica y composición del influente. En general, el sistema se compone de dos partes, un tanque de aireación y uno de sedimentación, como se observa en la Figura 3.

La base del lodo activado corresponde a un cultivo mixto de microorganismos en suspensión, los cuales forman una unidad estructural denominada flóculo (Acuña, 2008). El efluente ingresa al tanque de aireación donde se pone en contacto con los microorganismos, denominándose licor de mezcla. Este licor se mantiene en un estado de agitación constante a través del suministro de aireación externa (Méndez *et al.*, 2004). Después de un tiempo determinado, el licor de mezcla pasa al tanque de sedimentación donde los flóculos decantan, separándose del efluente clarificado, el cual es vertido en un cauce. Parte del lodo que sedimentó, es recirculado y combinado con la alimentación inicial para mantener en el reactor la concentración de células deseadas. Una fracción es purgada y corresponde al crecimiento de tejido celular (Metcalf and Eddy, 2003; Rigola, 1989). De esta manera, un sistema de lodos activados, funcionando de manera óptima, alcanza eficiencias de eliminación de un 60% para DQO y de un 95% para DBO₅ (Metcalf and Eddy, 2003).

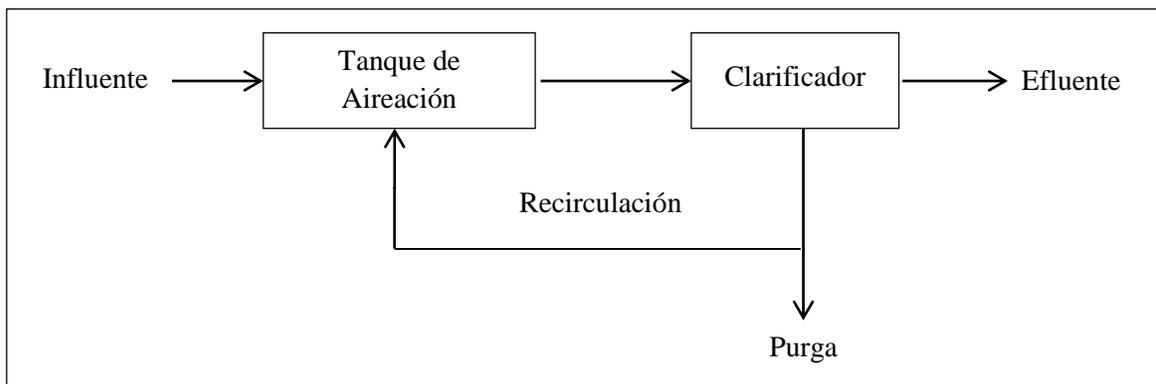


Figura 3. Sistema de tratamiento de lodos activados

La Tabla 2, presenta una caracterización general del efluente del tratamiento secundario de la industria de celulosa Kraft.

Tabla 2. Caracterización efluente secundario celulosa Kraft.

Parámetro	Unidad	Rango
pH		7,1 - 7,4
DBO ₅	mg/L	16,0 - 34,0
DQO	mg/L	202,9 - 213,7
Color (400 nm, pH9)	Abs	0,2 - 1,0
Fenoles totales (215 nm)	mg/L	164,0 - 204,2
NT	mg/L	1,7 - 1,9
PT	mg/L	0,8 - 0,9

DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno; DQO: Demanda Química de Oxígeno; NT: Nitrógeno total; PT: Fósforo total.

Fuente: Jarpa (2014)

1.2.1 Parámetros operacionales del sistema de lodos activados

Existen parámetros de control del sistema de lodos activados, que es necesario monitorear para el correcto desempeño del tratamiento, los más relevantes se describen a continuación.

- **pH**

El rango de pH tolerado por las bacterias se encuentra entre 4,0 - 9,5, siendo el intervalo óptimo para su proliferación entre 6,0 - 8,0. Con valores inferiores a 6 se produce un crecimiento de hongos filamentosos y con pH mayor a 9 hay inhibición de la actividad bacteriana. Asimismo, cambios repentinos del pH en el bioreactor, tienen como consecuencia la muerte de los microorganismos (Ramalho, 1996).

- **Temperatura**

La temperatura está directamente relacionada con el desarrollo de los microorganismos, ya que ejerce influencia sobre las reacciones metabólicas. La temperatura óptima para el desarrollo de los organismos fluctúa entre los 25- 35°C, terminando los procesos aeróbicos a temperaturas sobre 50°C. Por otra parte, bajas temperaturas reducen la actividad de los microorganismos (Metcalf and Eddy, 2003; Ramalho, 1996; Reyes, 2009).

- **Oxígeno Disuelto (OD)**

Al ser un sistema aeróbico, la concentración de OD debe ser superior a 2 mgO₂/L para asegurar el correcto desarrollo de la biomasa bacteriana (Metcalf and Eddy, 2003; Ramalho, 1996).

- **Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)**

Se define como el tiempo medio teórico que permanecen las partículas de líquido en el proceso de tratamiento. Los sistemas convencionales presentan TRH entre 3 - 10 h (Metcalf and Eddy, 2003).

- **Velocidad de Carga Orgánica (VCO)**

La VCO representa la alimentación de materia orgánica por unidad de volumen de reactor, expresada como kgDBO₅/m³·d o kgDQO/m³·d (Zaror, 2002). Los valores de diseño más habituales se encuentran entre 0,3 – 1,6 kgDBO₅/m³·d (Ramalho, 1996).

- **Concentración de sólidos en el tanque de aireación**

La biomasa del reactor, está representada por los SSV (Sólidos Suspending Volátiles) del tanque de aireación, también llamados SSVLM (Sólidos Suspending Volátiles del Licor de Mezcla), estos abarcan los microorganismos vivos, muertos y restos celulares. En un reactor convencional, los SSV tienen valores de concentración entre 1,5 – 5,0 g/L (Metcalf and Eddy, 2003).

- **Relación alimento microorganismos (A/M)**

La relación Alimento Microorganismos (A/M) es la cantidad de materia orgánica alimentada, en forma de DBO₅ o DQO por unidad de biomasa presente en el reactor, como SSV. Los Valores habituales de la relación A/M se encuentran en el rango de 0,2 - 0,9 kgDBO₅/kgSSV·d, siendo la relación óptima de 0,3 - 0,6kgDBO₅/kgSSV·d (Ramalho, 1996; Zaror, 2002).

- **Relación materia orgánica y nutrientes**

El consumo de materia orgánica por las bacterias, está limitado por el contenido de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, presente en la alimentación. La relación óptima entre materia orgánica y nutrientes, expresada en unidad de masa como DBO₅: N: P, corresponde a 100:5:1 en los sistemas de lodos activados convencionales (Diez *et al.*, 2002).

- **Recirculación**

Este proceso permite mantener una concentración constante de biomasa en el reactor. Valores de recirculación varían en función del caudal de entrada, desde una fracción de 0,25 a 1,25 de éste (Metcalf and Eddy, 2003).

- **Índice Volumétrico del Lodo (IVL)**

El índice volumétrico del lodo permite evaluar las características de sedimentación del lodo. Se define como el volumen en litros, que ocupa 1 gramo de sólidos en suspensión del licor de mezcla en peso seco, después de sedimentar por 30 minutos. Los valores típicos del IVL para lodos de buenas características de sedimentación con concentraciones de 0,8 – 3,5 g/L están comprendidos dentro del intervalo 150-35 mL/gSST (Ramalho, 1996).

- **Actividad heterótrofa de la biomasa**

La actividad heterótrofa corresponde a la tasa de consumo de un sustrato orgánico por parte de las bacterias, representado así el rendimiento bacteriano. Se obtiene mediante el método de respirometría, el cual consiste en la determinación e interpretación de la Velocidad de Utilización de Oxígeno (VUO) por parte de los microorganismos del bioreactor, bajo condiciones experimentales. Para biomasa de sistemas de la industria de celulosa Kraft, el valor típico de actividad heterótrofa es de 0,17 gO₂/gSSV ·d (Pozo, 2010).

1.2.2 Microbiología del lodo activado

La biomasa de lodos activados está representada en su mayoría por organismos descomponedores, correspondientes a las bacterias, las cuales abarcan aproximadamente el 95% del total, estas pueden encontrarse libres o formando parte de los flóculos. El 5% restante está constituido por organismos consumidores, entre los cuales se cuentan protozoos y metazoos.

Los protozoos, son organismos unicelulares eucariotas que se alimentan de las bacterias libres presentes en el ecosistema, reduciendo la concentración de bacterias dispersas y materia orgánica, ayudando a que el efluente sea más transparente y de mejor calidad. Dentro de los protozoos se cuentan, flagelados, amebas y ciliados. Por otra parte, los metazoos, corresponden organismos pluricelulares que se alimentan de bacterias y pequeñas partículas orgánicas. Su presencia es un indicador de lodo en fase madura. Los metazoos generalmente observados en estos sistemas, corresponden a rotíferos y nematodos (Villaseca, 2001).

Es posible afirmar que los microorganismos cumplen dos funciones, una depurativa, metabolizando la materia orgánica presente en el efluente a tratar y otra de tipo constructiva, otorgando estructura a los flóculos. Esta última es fundamental ya que los cuales deben poder separarse por gravedad del agua depurada en el sedimentador final (Darío, 2004).

La Figura 4 muestra los organismos constituyentes del lodo.

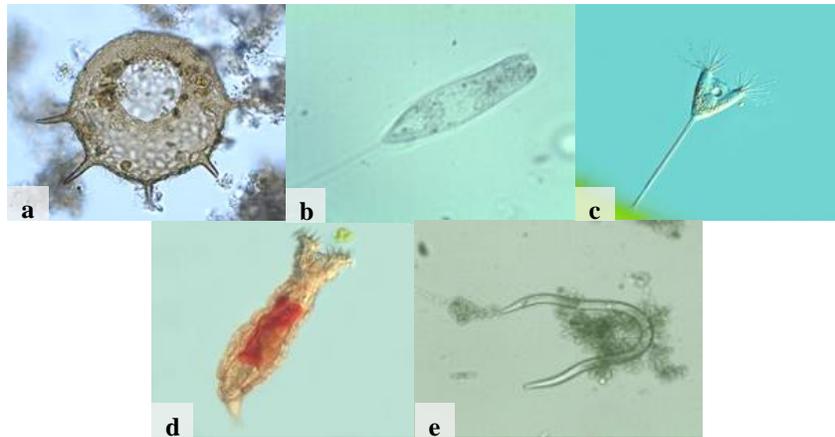


Figura 4. Microorganismos del lodo activado. a. Ameba, b. Flagelado, c. Ciliado, d. Rotífero, e. Nematodo.

1.3 Tratamiento terciario

En general, la aplicación de tratamientos terciarios obedece a la necesidad de remover materia orgánica, sólidos suspendidos y disueltos, y otras sustancias a niveles mucho más estrictos, siendo las causas principales el reutilizar el agua en aplicaciones industriales, evitar interferencias con la desinfección o incrementar la eficiencia de remoción de microorganismos, remover nutrientes y otras sustancias en descargas en cuerpos receptores sensibles (Fuentes, 2012). En la industria de celulosa, tratamientos terciarios pueden ser utilizados para eliminar la materia orgánica recalcitrante como extractivos de la madera, lignina, derivados de lignina, entre otros (Stephenson & Duff, 1996).

Existen varios tipos de tratamiento terciario, los cuales se pueden dividir en (Ramalho, 1989; Zaror, 2002):

- Tratamientos físicos: separación de sólidos en suspensión, adsorción en carbón activado y electrodiálisis;
- Tratamientos químicos: precipitación química, intercambio iónico, osmosis inversa; tratamientos de oxidación como cloración y ozonización
- Tratamientos de oxidación avanzada: reacciones Ozono/peróxido, procesos Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$), oxidación electroquímica, radiolisis y tratamiento con haces de electrones, entre otros.

En la industria de celulosa, el tratamiento terciario más utilizado es la precipitación química, la cual se basa en la adición de agentes químicos que actúan como coagulantes, mediante la desestabilización de la suspensión coloidal y su floculación posterior (Cardenas, 2000; Quintana, 2000; Sinha *et al.*, 2004). Las eficiencias de eliminación de color de esta tecnología es de 90-95 %, 75% para DBO_5 , 60-90 % para DQO y 26% para Carbono Orgánico Total (COT) (Jarpa, 2014; Ganjidoust *et al.*, 1997; Chalkosh *et al.*, 2002; Rodríguez *et al.*, 2007).

Este proceso consiste en la formación de pequeñas partículas gelatinosas a partir de la adición de un agente químico o coagulante, aplicando una determinada energía de mezclado, lo cual genera una desestabilización de las partículas suspendidas por neutralización de cargas de las partículas coloidales negativas. Al ser estas cargas negativas, atraen a los iones positivos del agua

adhiriéndose fuertemente, los cuales se desplazan con la partícula formando una capa adherida o comprimida, mientras que los iones constituyen la capa difusa (Cárdenas, 2000).

El objetivo de este proceso es buscar que las fuerzas de atracción del tipo Van der Waals predominen sobre la repulsión electrostática para originar la formación de sólidos de mayor tamaño formando flóculos. (Degremont, 1991; Cárdenas, 2000; Valencia, 2000; Martínez, 2007).

1.3.1 Parámetros operacionales del proceso de coagulación

La óptima operación de la coagulación está regulada por factores, tales como:

- **pH**

El rango óptimo está en función del tipo de coagulante a utilizar, y de la naturaleza del efluente a tratar.

- **Turbidez**

Está relacionada con la cantidad de coagulante, con la que se obtiene una turbidez residual más baja, que corresponde a la dosis óptima.

- **Presencia de sales disueltas**

Estas ejercen influencias sobre la coagulación y floculación, desde la modificación del rango óptimo, del tiempo requerido para la floculación, en la cantidad de coagulantes requerido, y en la cantidad residual del coagulante en el efluente.

- **Temperatura del agua**

Este parámetro influye en el tiempo de formación del floculo, entre más baja la temperatura del agua residual, la reacción es más lenta y el tiempo de formación del floculo es mayor (Restrepo, 2009).

- **Cantidad de coagulante**

Este tiene influencia directa en la eficiencia de la coagulación, una poca cantidad de coagulante, no neutraliza totalmente la carga de la partícula, la formación microfloculos es muy escasa, por lo tanto la turbidez residual es elevada, mientras que una alta cantidad de coagulante produce la inversión de la carga de la partícula, conlleva a la formación de microfloculos con tamaños muy pequeños cuyas velocidades de sedimentación son muy bajas, por lo tanto la turbidez residual es igualmente elevada.

- **Selección del coagulante y cantidad optima de aplicación**

Se determina mediante los ensayos de pruebas de jarra. Otros parámetros son el tipo de coagulante utilizado, condiciones de mezcla, sistemas de aplicación de los coagulantes y el color (Cárdenas, 2000).

- **Floculantes**

Juegan un papel fundamental en el proceso, ya que son muy importantes para aumentar las eficiencias de eliminación, debido a que la coagulación no es suficiente por si sola (Beltran-Heredia *et al.*, 2010). Cuando el proceso de coagulación no es realizado de forma adecuada puede representar un mayor gasto, por lo que la determinación de la dosis optima del coagulante es fundamental, ya que condiciona el funcionamiento de las unidades de sedimentación y la eficiencia global de eliminación del proceso de coagulación (Cárdenas, 2000).

La coagulación permite eliminar la turbidez, el color, bacterias, algas y otros organismos planctónicos, fosfatos y sustancias productoras de olores que no logro ser eliminada en el proceso secundario (Valencia, 2000).

1.3.2 Coagulantes convencionales

Los coagulantes más utilizados en el tratamiento de aguas, son los compuestos inorgánicos de aluminio o hierro como el sulfato de aluminio, aluminato de sodio, sulfato ferroso, sulfato férrico, cloruro férrico y cloruro de polyaluminio (PAC), como se detallan en la Tabla 3, al igual que sus usos, pH y dosis.

Se pueden clasificar en dos grupos: los polielectrolitos o ayudantes de coagulación.

Los polielectrolitos pueden ser polímeros naturales o sintéticos, no iónicos, aniónicos o catiónicos. Son compuestos orgánicos muy variados en su estructura química, como derivados del almidón y la celulosa, materiales proteínicos y otros, los cuales se producen de manera sintética. La ventaja de estos compuestos radica en que permite unir los coloides por energía química debido a la gran longitud de las cadenas poliméricas, cuando las partículas no pueden aproximarse por las fuerzas de repulsión. Otra ventaja es la baja generación de lodos, por lo cual son fácilmente tratables (Arboleda, 1981, Restrepo, 2009). Por otra parte las dosis utilizadas son de baja concentración, permitiendo compensar los costos asociados a este polímero (Rodríguez *et al.*; 2007; Restrepo, 2009).

Tabla 3. Tipos de coagulantes convencionales aplicados en el tratamiento de aguas.

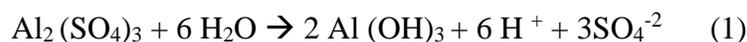
Coagulantes metálicos	Usos	Dosis (g/m ³)	pH	Referencia
Sulfato de aluminio	Naturales y agua potable	5-50	5,5-8,0	(1)
Al ₂ (SO ₄) ³	Aguas superficiales- Aguas residuales	10-150	4-7	(2)
		50-300		(3)
Sulfato ferroso	Aguas superficiales	100-400	> 8	(4)
Fe ₂ SO ₄	Aguas residuales		4,5-6,5	(2)
Cloruro férrico	Aguas superficiales (Se usa más en tratamientos de aguas residuales que en agua potable).			(4)
		5-150	4-7	(5)
FeCl ₃		50-300	5,5 -6,7	(2)
Sulfato férrico	Aguas superficiales	10-250	3,5 – 11	(4)
Fe ₂ (SO ₄) ₃			5-7	(2)
Aluminato de sodio	Aguas duras o para tratar aguas coloreadas blandas y aguas superficiales			(2)
NaAlO ₂		5-50	pH alcalino	(4)

(1) Rodríguez, 2008; (2) Romero, 2000; (3) Degremont, 1991; (4) Arboleda, 1981;(5) Rodríguez *et al* 2007.

Los coagulantes metálicos se dividen en dos subgrupos; los a base de sales de Aluminio y los base de sales de Hierro, estos últimos forman un floculo más pesado y de mayor velocidad de asentamiento, y además aceptan condiciones de pH en un rango más amplio comparado con las sales de Aluminio. Las más conocidas son el, sulfato férrico, sulfato ferroso, cloruro férrico (Arboleda, 1981).

Los coagulantes a base de sales de Aluminio generan un floculo más liviano que las sales de Hierro. Los más utilizados corresponden a: sulfato de aluminio, sulfato de aluminio amoniacal y aluminio de sodio. Es un coagulante de bajo costo y manejo relativamente sencillo, por lo que su uso es frecuente en las plantas de tratamientos de agua potable, en aguas superficiales (Arboleda, 1981; Romero, 2000; Restrepo, 2009).

En efluentes de celulosa, el coagulante más utilizado corresponde al sulfato de aluminio (Arboleda, 1992). Esto debido, a que este agente se distribuye rápidamente a través de toda la masa de agua, con el fin de lograr el contacto con todas las partículas coloidales antes de que se presente la formación de las especies menos deseables. Esto se obtiene mediante una mezcla instantánea que provee una buena distribución del coagulante en el menor tiempo posible, un periodo no mayor a 10 segundos (Rodríguez, 2008). Cuando se agrega agua, los iones Al^{3+} desestabilizan las cargas negativas de los coloides, como se muestra en la ecuación (1).



Dependiendo de la alcalinidad presente en el agua, se puede llevar a cabo la siguiente reacción que se muestra en la ecuación (2).



En esta reacción el precipitado de hidroxilo de aluminio formado arrastra las impurezas suspendidas o disueltas presentes en el agua (Vargas y Romero, 2004; Cogollo, 2011).

1.3.3 Coagulantes naturales

Existen coagulantes naturales utilizados en el tratamiento de aguas, entre las más comunes se encuentran aquellos provenientes de plantas como semillas de *Nirmali*, *Moringa oleífera*, taninos y de tipos orgánicos provenientes de conchas de crustáceos como la quitina y quitosano, los cuales se describen en la Tabla 4, donde también se describen sus usos, dosis y pH.

La quitina y el quitosano son polímeros naturales. Particularmente, la quitina se encuentra ampliamente distribuida en la naturaleza, es el segundo polisacárido vegetal, más abundante, después de la celulosa (Gacén y Gacén, 1996; Velásquez, 2006). Las principales fuentes de este polímero son los exoesqueletos de artrópodos (arácnidos, crustáceos e insectos), paredes celulares de hongos, algas, entre otros. Sin embargo, la producción industrial de este biomaterial se basa fundamentalmente en el tratamiento de las conchas de diversos tipos de crustáceos, como camarones, langostas, cangrejos y krill (Velásquez, 2006).

La quitina, ampliamente utilizada a nivel industrial, se transforma en quitosano mediante un proceso de desacetilación química o enzimática, lo cual ha permitido desarrollarla a gran escala. La desacetilación se realiza tratando a la quitina con NaOH al 50% durante 1 a 3 horas, a una temperatura de 110-130 °C. La quitina y el quitosano son químicamente similares a la celulosa. El uso de estos biomateriales permite aumentar la acción de los coagulantes inorgánicos convencionales (Gacén y Gacén, 1996; Velásquez, 2006). Se ha demostrado su efectividad como coagulante en aguas residuales e industriales, tales como industrias avícolas, lácteas, alimento y cárnicas (No y Meyers, 2000).

La transformación de la quitina en quitosano modifica sustancialmente sus propiedades, haciendo a este último fácilmente soluble en soluciones acuosas de la mayor parte de los ácidos orgánicos e inorgánicos a $\text{pH} < 6.5$, por debajo de este pH presenta una alta densidad de carga, por lo que se adhiere sin dificultad a las superficies negativamente cargadas y puede formar quelatos con iones metálicos (Gacén y Gacén, 1996).

El quitosano es mucho más reactivo que la quitina, con grupos reactivos hidroxilo y amino, estos últimos le confieren la capacidad para coagular sustancias coloidales (Gacén y Gacén, 1996). El quitosano se ha descrito como un polímero catiónico lineal, biodegradable, no tóxico, de alto peso molecular, de fácil aplicación y ambientalmente amigable (Gacén y Gacén, 1996; Niquette *et al.*, 2004; Lárez, 2006). Se ha empleado como coagulante primario en el tratamiento de aguas de alta turbidez y alcalinidad. Como material formador de fibras posee similar afinidad por los colorantes, comparándolo con la celulosa (Gacén y Gacén, 1996; Divakaran y Pillai, 2002; Lárez, 2006).

Tabla 4. Tipos de coagulantes naturales para el tratamiento de aguas.

Coagulantes naturales	Usos	Dosis (mg/L)	pH	Referencias
<i>Moringa oleifera</i>	Superficiales	180-200	7-10	(1)
	Superficiales	70-90		(2)
	Residuales Industriales	50	mayor a 7	(3)
Taninos	Residuales	1	7	(4)
	Industriales			(5)
Cactus latifaria	Residuales	30-50	7	(2)
	Potable	50-70	8	
Penca de tuna. Cochifloc	Superficiales	30	7-9.	(6)
			Eliminación de turbidez 48-63 %	
Quitina y quitosano	Residuales	36		
	Industriales	Hasta 10	7-9. Eliminación turbidez 60-70 %	(7)
Semillas de nirmali	Potable		3-7	(8)
	Superficiales	Hasta 70	9	(3) (8)
Semillas de tamarindo	Residuales	3500	5	(9)
	Industriales		Eliminación de turbidez 75-85 %	

(1) Azharia, 1989; (2) Jingdong *et al.*, 2005; (3) ChungYang Yin, 2010; (4) Beltrán-Heredia *et al.*, 2010; (5) Ozacar y Sengil, 2003; (6) Almendarez, 2004; (7) Caldera *et al.*, 2009; (8) Vásquez, 1994; (9) López y Campos, 2010.

2. HIPOTESIS

La incorporación de una tecnología terciaria (proceso de precipitación química) en el sistema de tratamiento de efluentes de celulosa Kraft genera un aumento de la eficiencia de la eliminación de materia orgánica recalcitrante.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Optimizar el sistema de tratamiento de efluente de celulosa Kraft mediante la incorporación de una tecnología terciaria.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar la eficiencia de eliminación de materia orgánica y color de un sistema de lodos activados con influente de celulosa Kraft.
- Determinar el efecto de la aplicación de precipitación química con coagulantes convencionales y naturales en el efluente de un sistema de lodos activados de celulosa Kraft, sobre la eliminación de materia orgánica y color.
- Analizar los potenciales impactos ambientales de la aplicación del proceso de precipitación química en el medio y en los ecosistemas marinos de descarga.

4. METODOLOGIA

4.1 Sistema de lodos activados

4.1.1 Influyente

Se utilizó un efluente proveniente de una industria de celulosa Kraft de la región del Biobío, que utiliza como materia prima las especies *Eucalyptus globulus* y *nitens*. Esta industria cuenta con un sistema ECF de blanqueo. La toma del influente se realizó después del tratamiento primario de la planta, el cual consiste en la eliminación de sólidos suspendidos, mediante sedimentadores. El efluente fue almacenado en bidones de 30 L y refrigerado a 4°C en oscuridad. El influente fue suplementado con nitrógeno en forma de urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) para alcanzar la relación óptima de materia orgánica y nutrientes $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$ (100:5:1).

Se registraron y controlaron diariamente, los parámetros pH, Temperatura, Conductividad Eléctrica (CE), Potencial de Oxido Reducción (POR).

4.1.2 Inóculo

La biomasa bacteriana que se utilizó como inóculo, fue obtenida de un reactor de lodos activados de la planta de tratamiento de efluentes de la industria de celulosa Kraft. Se transportó en un bidón de 5 L y fue refrigerada a 4°C, en oscuridad. Se determinó la concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Volátiles (SSV) y la actividad de la biomasa microbiana.

4.1.3 Reactor

Se instaló un sistema continuo de Lodos Activados a escala laboratorio en la Planta Piloto de Investigación del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, en la Facultad de Ciencias Ambientales y Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, de la Universidad de Concepción. El volumen útil del reactor corresponde a 0,830 L en el tanque de aireación y de 0,450 L en el

tanque de sedimentación. El sistema fue inoculado con 5 mgSSV/L de biomasa proveniente de la industria de celulosa Kraft. Para la alimentación y recirculación se utilizaron bombas Masterflex.

4.1.4 Operación

El sistema de Lodos Activados (LA) fue operado en continuo por un periodo de 113 días, a temperatura entre 15- 30 °C, en una primera etapa de puesta en marcha el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) fue de 2 d. Luego, en la etapa de operación el TRH fue disminuido a 1 d. En el tanque de aireación, la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) se mantuvo sobre 2 mg/L mediante un difusor de aire, que además permitió que la mezcla completa de la biomasa suspendida. La recirculación del sistema se mantuvo en 1,2 veces el caudal de entrada.

Para evaluar la evolución de los sistemas biológicos durante la operación, se determinaron parámetros en el reactor, tales como, OD, pH, Temperatura, POR y CE, estos tres últimos medidos también en el efluente. Además, se determinó TRH, Velocidad de Carga Orgánica (VCO), Índice Volumétrico del Lodo (IVL), eficiencia de eliminación de materia orgánica en las formas de Demanda Química de Oxígeno (DQO) , Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅)y Carbono Orgánico Total (COT), de color y compuestos específicos del efluente de celulosa, detectables al ultravioleta. Cuando el sistema presenta eficiencias de eliminación de DQO de alrededor de un 60 - 65% y de DBO₅ de un 95%, se considera estable (Metcalf y Eddy, 2003; Sandberg, 2009).

Por otra parte, para determinar si la concentración de nutrientes es la adecuada, se analizó cada 15 días, el nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) contenido en el influente y efluente. Con respecto a la biomasa se evaluará la concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Volátiles (SSV), la actividad de la biomasa y el Índice Volumétrico del Lodo (IVL).

4.2 Coagulación/floculación

4.2.1 Efluente secundario

El efluente fue obtenido del tratamiento secundario de efluente de celulosa Kraft a escala de laboratorio correspondiente al sistema de lodos activados descrito en el apartado 1.2.

4.2.2 Coagulantes utilizados

Sulfato de aluminio

En este estudio se utilizó como coagulante convencional sulfato de aluminio.

Quitosano

Como coagulante natural se trabajó con quitosano comercial Sigma, disuelto en ácido acético a una concentración del 1%.

4.2.3 Test de jarra

Se implementó un Test de Jarra para analizar el proceso de coagulación/floculación a escala de laboratorio y evaluar los coagulantes Sulfato de Aluminio y Quitosano.

Las pruebas se desarrollaron mediante Floculador digital FC 45 Jar test, marca Velp Científica. Se utilizó 0,75 L de volumen de muestra de efluente y como coagulante concentraciones de Sulfato de Aluminio y Quitosano, como se muestra en la Tabla 5. El pH experimental fue 9 para ambos coagulantes, ajustado con soluciones de HCl (0,1 N) y NaOH (0,1 N). Para asegurar la mezcla entre la muestra del efluente y la dosis del coagulante, la agitación inicial fue de 150 rpm durante 30 segundos, para realizar un mezclado lento, se redujo la agitación a 50 rpm durante 5 minutos correspondiente a la etapa de coagulación. Posteriormente, para la etapa de floculación, la agitación fue reducida a 20 rpm durante 5 minutos. Para finalizar, se realiza una etapa de sedimentación durante 10 minutos. Todos los ensayos se realizaron por duplicado a temperatura ambiente, como lo muestra la figura 5.



Figura 5. Test de jarra con efluentes de celulosa Kraft, implementado en laboratorio de tecnologías terciarias del Grupo GIBA.

Luego a la fase líquida de la muestra le fueron determinados los parámetros de color, DQO, COT y SST.

Tabla 5. Concentraciones de los coagulantes para precipitación.

Coagulante	Concentración (mg/L)		
Sulfato de aluminio	270	360	600
Quitosano	41	55	69

4.3 Técnicas analíticas

4.3.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos

La determinación de los parámetros fisicoquímicos, para el influente, reactor y efluente, se realizaron mediante las técnicas analíticas que se detallan a continuación. Específicamente, las muestras utilizadas en el análisis de DQO, DBO₅, COT, color, compuestos y nutrientes, fueron previamente filtradas por membrana Wathman de 0,45 µm.

- **pH, redox y conductividad:** Se midieron a través de un pH metro WTW Inolab pH level 1.
- **Temperatura y oxígeno disuelto:** Se midieron a través de un electrodo de oxígeno WTW Oxycal 323 B.
- **DQO:** Se determinó sobre muestras solubles, mediante el método colorimétrico de reflujo cerrado 5220-D, del Standard Methods (APHA, 2005) a 600 nm, a través del equipo, Thermo Spectronic modelo Genesis 10 UV.
- **DBO₅:** Se determinó sobre muestras solubles, por la prueba de DBO del quinto día, 5210-B (APHA, 2005). Se empleó un volumen suficiente para que la concentración de oxígeno disuelto se redujera a la mitad, durante 5 días a 20°C en cámara de incubación.
- **Sólidos:** Los SST (Sólidos Suspendidos Totales) se determinaron según el método 2540 D, y los SSV (Sólidos Suspendidos Volátiles) por el método 2540 E (APHA, 2005).
- **Color:** Se determinó espectrofotométricamente a una longitud de onda de 440 nm, en cubeta de vidrio 1 x 1 cm, a través del equipo Thermo Spectronic modelo Genesys 10 UV. A esta muestra se le ajustó el pH a 9, con ácido clorhídrico (HCl) o hidroxilo de sodio (NaOH), según fuese necesario.
- **Compuestos específicos:** Se midieron compuestos fenólicos totales (UV 215 nm), lignina y derivados (UV 272 nm y UV 280 nm), compuestos aromáticos (UV 254 nm) y ácidos lignosulfónicos (UV 346 nm), en cubeta de cuarzo 1x 1 cm, según describe Cecen (2003). Todas las mediciones espectrofotométricas se efectuaron con el equipo Thermo Spectronic modelo Genesys 10 UV.

- **Nitrógeno total (NT) y Fosforo total (PT):** Se determinaron mediante kit específicos de Spectroquant NOVA-60 de Merck.
- **Carbono Orgánico Total (COT):** Se llevaron a cabo mediante la determinación del carbono total y carbono inorgánico, y aplicando su diferencia. En el equipo TOC-L Shimadzu, Total Organic Carbon Analyzer.

4.3.2 Determinación de la actividad heterótrofa de la biomasa

Se evaluó la actividad heterótrofa de la biomasa a través de análisis respirométrico, determinando el oxígeno consumido por los microorganismos durante la degradación de un sustrato orgánico, en este caso, acetato de sodio (CH_3COONa). Para realizar el análisis, el lodo fue lavado 3 veces con una solución de tampón fosfato en base a fosfato de potasio monobásico (KH_2PO_4), a pH 7. Luego del lavado, el lodo se aireó por 30 minutos hasta la saturación. La concentración de biomasa que se utilizó en el ensayo fue de 0,8 -1 mgSV/L, para un volumen de muestra de 10 mL. El análisis respirométrico se basó en el protocolo de Mosquera et al. (2005), con mediciones cada 15 segundos.

4.3.3 Determinación de IVL

La determinación del IVL se realizó tomando una muestra de 100 mL de lodo del tanque de aireación y se dejó decantar por 30 minutos en una probeta graduada de 100 mL. Esta medición se realizó una vez por semana. Para obtener el valor del IVL, se realizó la medición de sólidos suspendidos totales de la muestra de lodo utilizada.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 6 muestra la caracterización fisicoquímica del influente del sistema de lodos activados, proveniente de una industria de celulosa Kraft.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de influente de celulosa Kraft

Parámetros	Unidad	Rango	Promedio
pH		6,09 - 8,56	7,56 ± 0,54
CE	mS/cm ²	2,42 – 3,98	2,87 ± 0,23
DBO ₅	mg/L	290- 354	322 ± 32,2
DQO	mg/L	305 – 709	495 ± 117
Color (pH 9, VIS 440 nm)	Abs	0,1- 0,2	0,16 ± 0,05
Ácidos lignosulfónicos (UV 346)	Abs	0,027 – 0,096	0,066 ± 0,04
Compuestos aromáticos (UV 254)	mg/L	0,23 – 0,66	0,42 ± 0,12
Fenoles Totales _(UV 215)	mg/L	103,4 – 153,2	127,2 ± 17,3
PT	mg/L	3,3- 1,4	2,2 ± 0,77
NT	mg/L	> 0,5	4,24 ± 5,17

CE: Conductividad eléctrica, POR: Potencial de óxido-reducción DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno; DQO: Demanda Química de Oxígeno, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total.

La caracterización del influente utilizado en el sistema de lodos activados, en condiciones normales de operación, mostró rangos de variabilidad en el pH, en torno a la neutralidad (6,09-8,56). La conductividad se mantuvo relativamente constante, en un rango entre 2, 42 y 3,98 mS. En relación a la concentración de materia orgánica, el influente presentó valores promedio de 495 ± 117 mg/L para DQO, y de 322,0 ± 32,2 mg/L para DBO₅, correspondiendo esta última a compuestos fácilmente biodegradables, tales como, carbohidratos y ácidos orgánicos (Chamorro *et al.*, 2005). En investigaciones realizadas con anterioridad se han obtenido valores similares

con efluente del tratamiento primario de la industria celulosa Kraft, con rangos de 444,5 - 491,4 mg/L para DQO y de 150,0 - 168,0 mg/L para DBO₅ (Pozo *et al.*, 2011; Villamar *et al.*, 2009). Para obtener la biodegradabilidad del efluente, se utilizó la relación DBO₅/DQO, la cual indicó un valor promedio de 0,65, por lo cual queda en evidencia la presencia de compuestos recalcitrantes. Estos compuestos podrían corresponder a, compuestos aromáticos, lignina y sus derivados, estos compuestos aportan valor a la DQO y causan el color observado en el efluente con rangos de absorbancia de 0,1 - 0,2 (Diez *et al.*, 2002; Pozo, 2010; Villamar *et al.*, 2009).

Con lo que respecta a fenoles totales, se registraron concentraciones entre 103,4 – 153,2mg/L. Estos valores, fueron similares a los presentados por Villamar *et al.* (2009), con rangos de 117,2 - 150,0 mg/L, pero inferiores a los descritos por Chamorro *et al.* (2005) con rangos entre 190,0 - 350,0 mg/L. Es importante señalar, que en la determinación del contenido de fenoles, es necesario considerar la especie arbórea utilizada, ya que, fenoles totales han sido reportados en concentraciones más altas, para efluentes de *Pinus radiata*, en un estudio con promedio de 248,7 ± 0,5 mg/L, en comparación a valores obtenidos de efluentes de *Eucalyptus globulus*, anteriormente descritos (Pozo *et al.*, 2011).

La determinación de nutrientes, realizada en las formas de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), presentó concentraciones menores a 0,5 mg/L para NT y de 2,2 ± 0,77 mg/L para PT. A partir de estas concentraciones, se obtiene una relación promedio entre materia orgánica y nutrientes, que es representada por DBO₅:N:P de 100:<0,5:1,1, comparada con la relación recomendada para un óptimo funcionamiento del sistema, 100:5:1, resulta deficiente en nitrógeno (Diez *et al.*, 2002). Por lo que el influente debió ser suplementado con 26 gramos de urea (CO(NH₂)₂) al día, para aumentar la proporción de nitrógeno a los niveles requeridos por los microorganismos.

5.1 Caracterización del Inoculo

Para inocular el reactor con 5 gSSV/L, se realizó la medición de sólidos presentes en el lodo. También se determinó la actividad de la biomasa, para poder evaluar el comportamiento de ésta a lo largo de las distintas condiciones de operación. Los parámetros analizados del lodo, se describen a continuación en la Tabla 7.

Tabla 7. Caracterización del Inóculo

Parámetro	Unidad	Valor
SST	g/L	2,21 ± 0,98
SSV	g/L	1,6 ± 0,68
SSV/SST		0,72
VUO	mgO ₂ /L * min	0,204 ± 0,006
Actividad Heterótrofa	mgO ₂ /gSSV* min	0,0403 ± 0,015

SST: Sólidos Suspendidos Totales, SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles, VUO: Velocidad Utilización de Oxígeno.

El lodo proveniente de la planta de tratamiento de celulosa presentó una concentración de SST de 2,21 g/L, de los cuales, 1,61 g/L correspondieron a SSV. La cantidad de sólidos, indica que el lodo provenía de la línea de recirculación del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas de la industria de celulosa, en la que los valores de SSV deben ser de alrededor de 10 g/L (Metcalf y Eddy, 1995). Otro parámetro es la biomasa, la cual presentó una tasa de Velocidad de Utilización de Oxígeno (VUO) de 0,204 ± 0,006 mgO₂/L·min, encontrándose en condiciones óptimas de transferencia de oxígeno para su activación en el reactor.

En cuanto a la actividad heterótrofa, la cual demuestra el estado de renovación de los microorganismos, se observa que está por debajo de la velocidad de consumo, con un promedio de 0,0403 ± 0,015 mgO₂/gSSV·min. Pozo *et al.* (2011), reportaron, para inóculo de un sistema biológico con influente de celulosa Kraft, valores de Velocidad de Utilización de oxígeno, VUO de 0,30 ± 0,01 mgO₂/L·min, mientras que la actividad heterótrofa fue 0,12 ± 0,02 mgO₂/gSSV·min, siendo ambos valores superiores a los estudiados en este caso. Sin descuido de lo anterior, es necesario tener en consideración que la biomasa debe ser adaptada a las condiciones de tratamiento, por tanto, una vez acondicionada es previsible que alcance su máxima actividad.

5.2 Operación del sistema de lodos activados

Uno de los parámetros más importantes en la operación de un sistema de lodos activados, es la VCO, que junto al TRH, hacen posible la determinación de la cantidad de materia orgánica y el tiempo en que esta estará en contacto con la biomasa en el tanque de aireación (Chamorro, 2005). En la Figura 6, se observa la evolución en el tiempo de la VCO en el sistema de lodos activados y la Figura 7 muestra el TRH de este sistema.

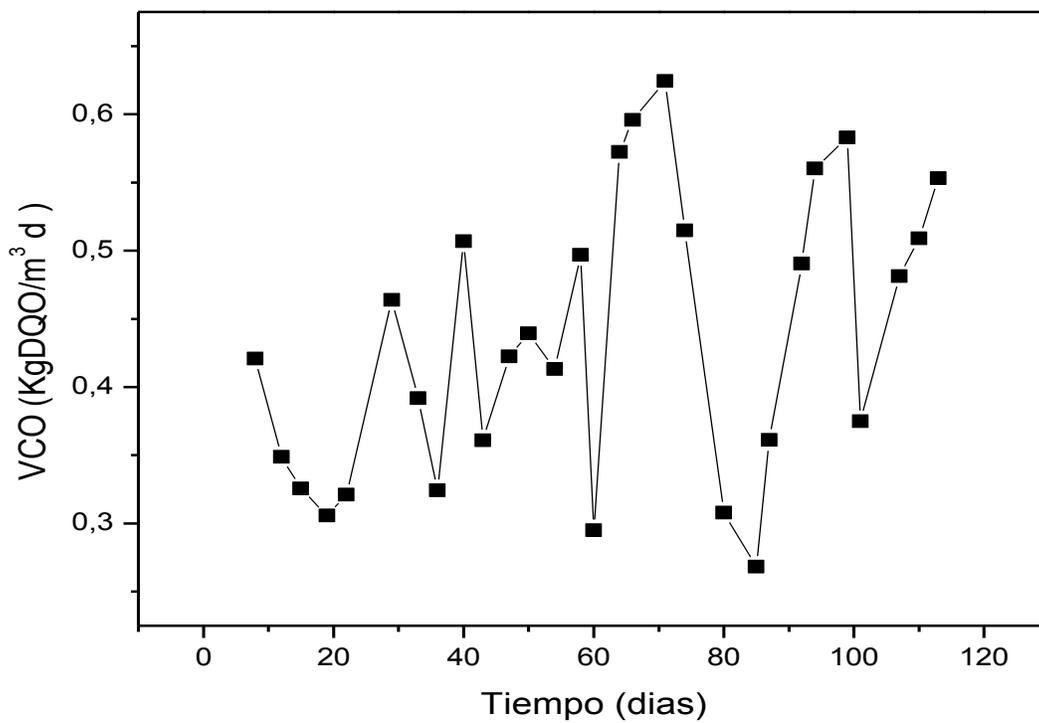


Figura 6. Evolución de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) en el reactor.

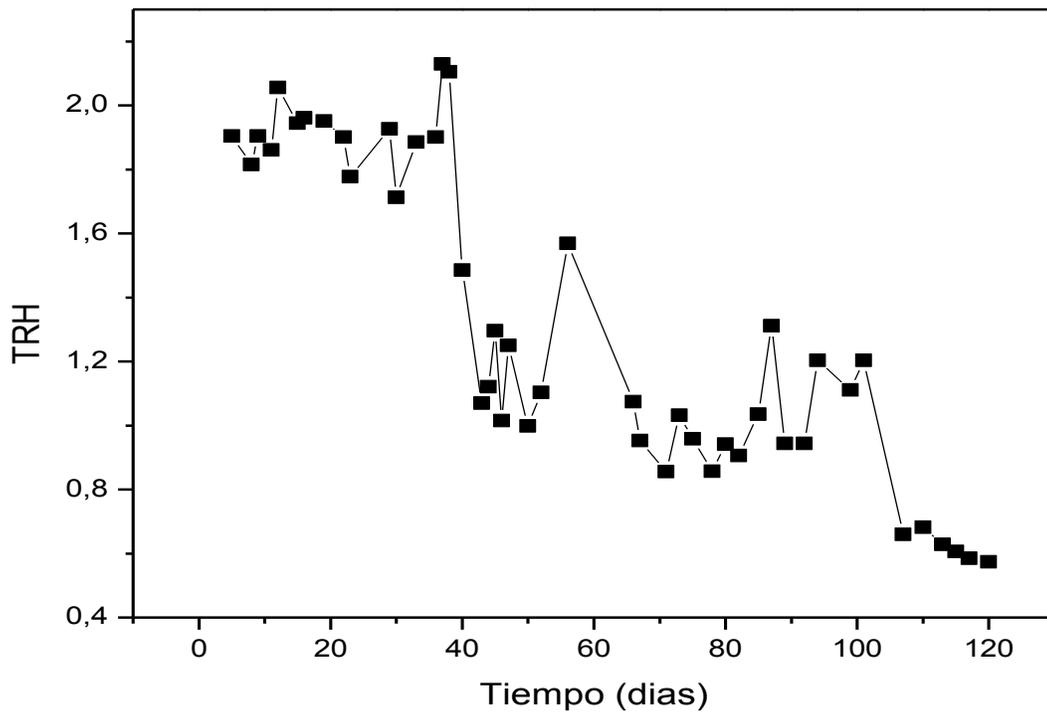


Figura 7. Evolución del Tiempo de Retención Hidráulico en el sistema de lodos activados.

La Figura 6 muestra que durante todo el período de operación en el reactor, la VCO se mantuvo relativamente constante, con un promedio de $0,43 \pm 0,10 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$. Este valor es similar a los reportados por Vergara (2013), operando un sistema biológico aeróbico con influente de celulosa Kraft con una VCO de $0,343 \pm 0,001 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{d}$. Como se mencionó anteriormente, junto con la VCO, un parámetro fundamental, es el TRH. En la Figura 7, es posible observar la variación del TRH en el reactor.

Cabe mencionar, que la variabilidad del TRH durante el periodo de operación, fue debido a la obstrucción de mangueras y a procesos de evaporación en el tanque de aireación, sedimentación y en el receptor de efluente, a causa de las elevadas temperaturas en el sitio de implementación de las cámaras de los reactor reactores, que algunos días alcanzaban temperaturas mayores a 25°C .

Otro parámetro estudiado, fue la concentración de sólidos, que indica la cantidad de materia orgánica e inorgánica presente en el reactor. La Figura 8, presenta la concentración de biomasa del reactor durante el período de operación.

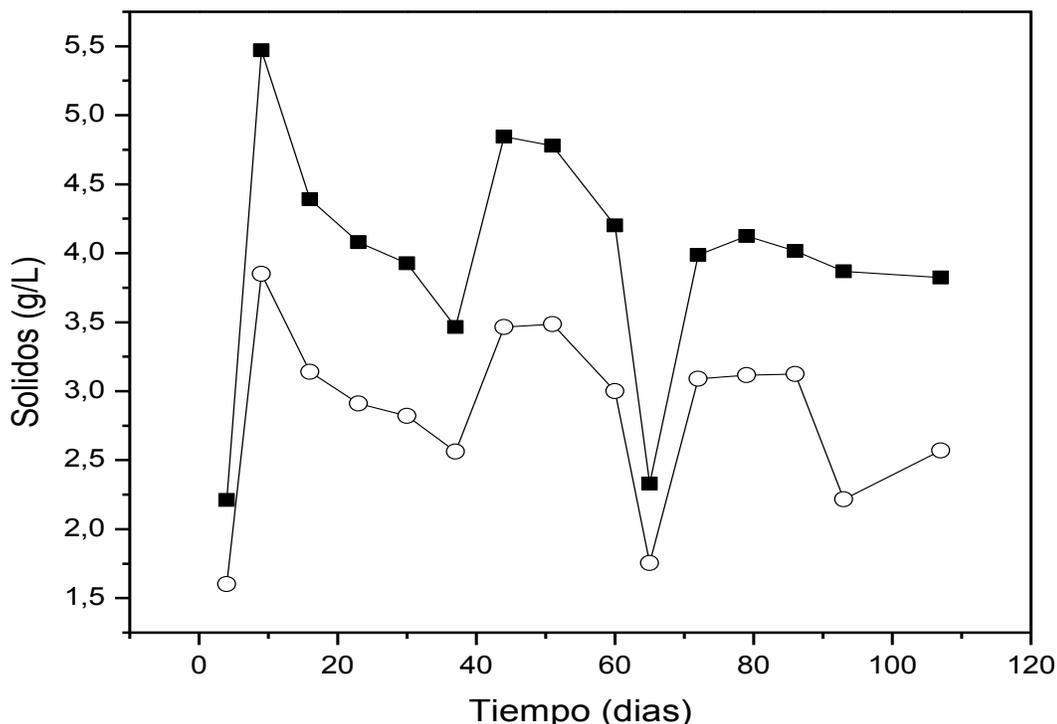


Figura 8.Concentración de Sólidos Suspendedos totales, SST (■) y de Sólidos Suspendedos Volátiles SSV en el reactor (○).

Los SSV representan la biomasa en el tanque de aireación, la cual osciló entre 1,52 - 5,55 g/L. En estudios anteriores reportados por Xavier *et al.* (2009), se encontraron concentraciones de 2- 6 gSSV/L en la operación de un sistema de lodos activados, la cual coincide con el rango presente en este estudio.

Los parámetros operacionales, tales como, pH, T y OD, fueron monitoreados en forma continua para llevar el control del sistema de lodos activados. La Figura 9 y la Figura 10 presentan en su eje X, el tiempo en días y en el eje Y, el pH y la conductividad eléctrica en mS/cm². El

comportamiento del pH, presentado en estas figuras, evidenció una tendencia constante en el tiempo para el influente y efluente.

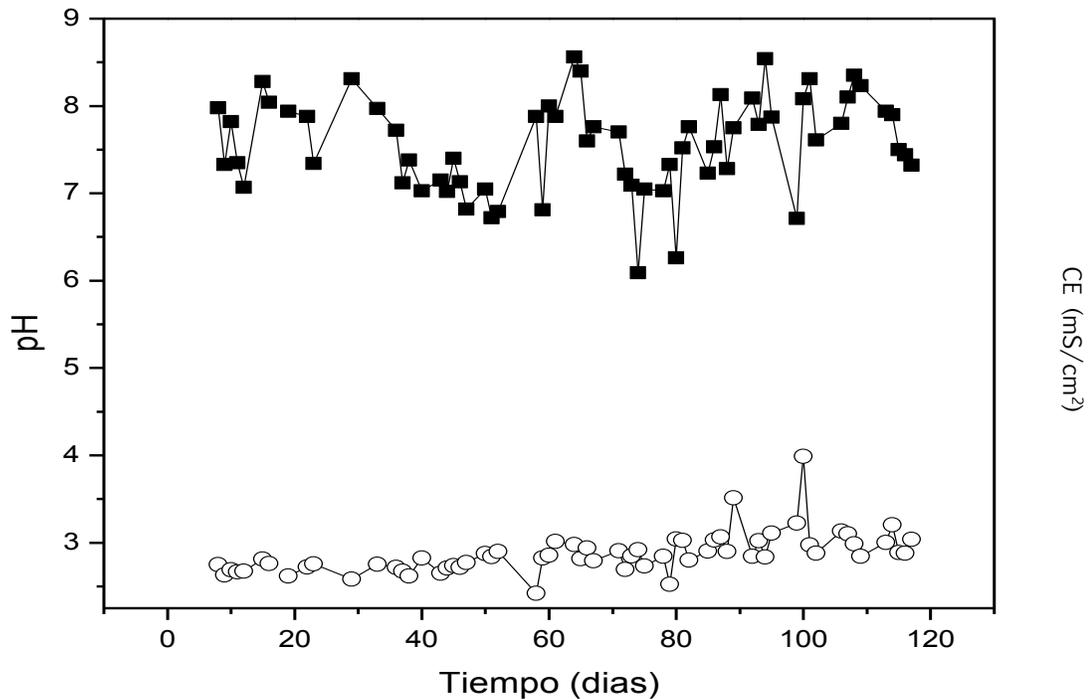


Figura 9. Evolución del pH (■) y la conductividad eléctrica (○) a través del tiempo en el influente.

En el influente, el pH promedio fue de $7,56 \pm 0,54$, siendo adecuado para el desarrollo óptimo de los microorganismos en el sistema de lodos activados. El hecho de que el pH se encuentre en torno a la neutralidad (pH 7), adquiere una vital importancia, ya que, se ha determinado que la neutralización del pH de un influente tóxico, implica un menor impacto de éste en el sistema de biológico (Sandberg and Holby, 2008).

En el efluente, se observó un aumento del pH, con valores promedio de $8,65 \pm 0,22$. Esta situación se produjo en condiciones normales de operación, y se podría haber originado como consecuencia de la degradación de microorganismos que generan un aumento del pH en el reactor y por tanto en el efluente, lo que también fue reportado por Vergara (2013) (Ramalho, 1996).

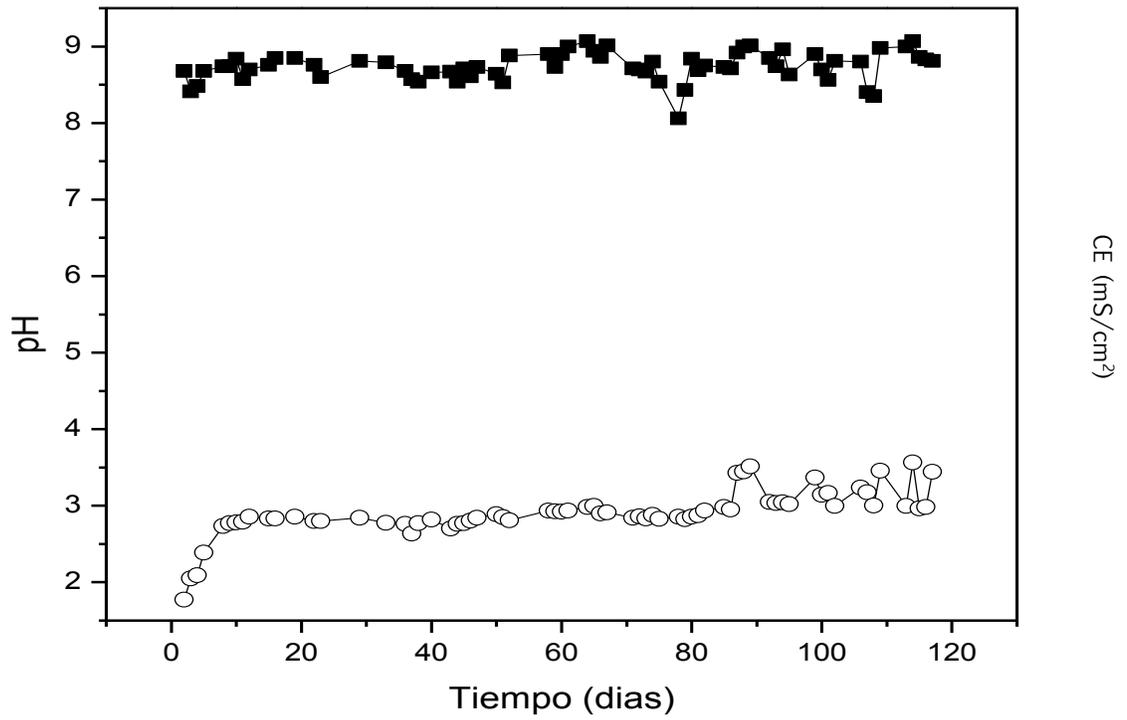


Figura 10. Evolución del pH (■) y de la conductividad eléctrica (○) a través del tiempo en el efluente del sistema de lodos activados.

La evolución de la temperatura y el oxígeno disuelto se encuentra en la Figura 11.

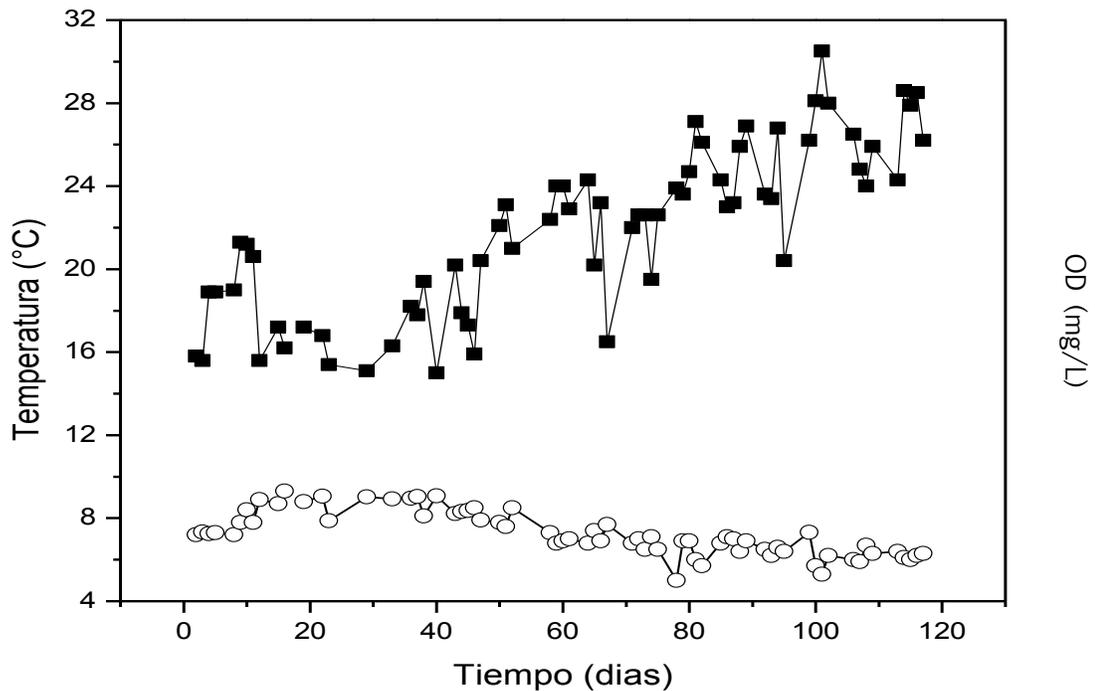


Figura 11. Evolución de la temperatura (■) y el oxígeno (○) disuelto a través del tiempo en el sistema de lodos activados.

En el reactor del sistema de lodos activados, existió durante todo el período de funcionamiento, una variabilidad, tanto para la temperatura como para el oxígeno disuelto, relacionada a los cambios de estacionalidad.

El OD se mantuvo, en operación normal dentro del rango de 5,00 – 9,30 mgO₂/L, con un valor siempre superior al sugerido por Diez *et al.* (2002) de 2 mgO₂/L. Dado que los microorganismos en un proceso aeróbico consumen el OD, la transferencia de oxígeno puede ser limitante para un tratamiento eficiente. La temperatura por su parte, influye en la solubilidad del oxígeno, existiendo a mayor temperatura menor solubilidad del gas. En este caso, las alzas de temperatura debido a la estacionalidad, pudieron tener algún efecto en la concentración de OD. Sin embargo, a pesar de todas las situaciones que pudieron haber afectado en la concentración o transferencia del OD en el reactor, este fue constantemente controlado al igual que la aplicación de aireación, por ende este parámetro no se vio fuera del rango de operación normal, en ningún caso.

5.3 Eficiencias de eliminación de materia orgánica, color y compuestos específicos

El objetivo del sistema de tratamiento de lodos activados es la eliminación de la materia orgánica, por lo que la eficiencia de esta eliminación establece una condición de estabilidad en el reactor. De esta manera, cuando el sistema presenta eficiencias de eliminación de DQO de alrededor de un 60- 65 % y de DBO₅ de un 95%, se considera estable (Metcalf y Eddy, 2003; Sandberg, 2009).

La Figura 12, muestra la eficiencia de eliminación de materia orgánica obtenida durante la operación en el reactor en términos de DQO.

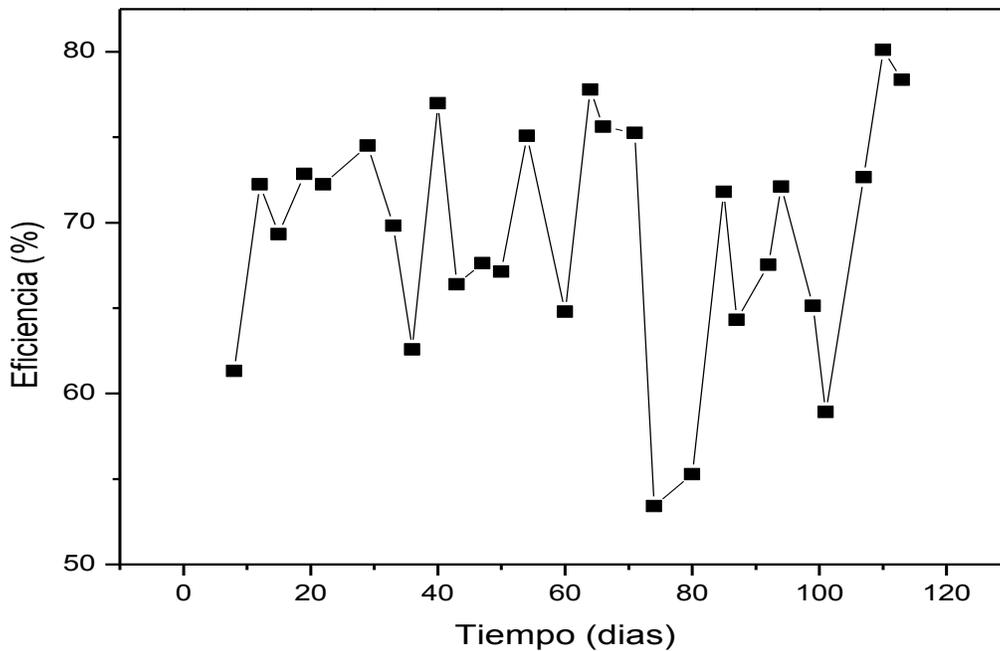


Figura 12. Evolución de las eficiencias de eliminación de materia orgánica en forma de DQO a través del tiempo.

La eficiencia promedio de eliminación de DQO fue de $69,3 \pm 6,8\%$, alcanzando un máximo de 80,0% en el día 58 y un mínimo de 53,0 % en el día 74. Por su parte, la eficiencia de eliminación de DBO₅ fue de $71,5 \pm 2,8\%$, con un máximo medido de 68,0%, valores considerados típicos en un sistema de lodos activados (Pokhrel & Viraraghavan, 2004).

Estos resultados obtenidos en operación normal del sistema de lodos activados, concuerdan con los obtenidos por Pozo *et al.* (2011), donde fueron reportadas eficiencias de eliminación de DQO de $56,0 \pm 1,2$ % y de DBO₅ de $80,5 \pm 1,6$ %. Por otra parte, Xavier *et al.* (2011), también reportaron valores de eficiencia de eliminación de DQO de $63,3 \pm 10,3$ % en un sistema de lodos activados.

Como se observa en la Figura 12, hasta el día 73, las eficiencias de eliminación de DQO fueron relativamente constantes, luego en el día 74 hubo una fuerte disminución de la eficiencia de eliminación, esto se pudo haber originado por la aparición de larvas, presuntamente de moscas, en el influente, las cuales al ser orgánicas, aumentaron la materia orgánica en el sistema de lodos activados produciendo una disminución en la eficiencia de eliminación de materia orgánica. A partir del día 85 la eficiencia se regularizó y se mantuvo relativamente constante en el tiempo, tal como se encontraba en un principio. Esta regulación se produjo por una limpieza del lodo, el cual estaba con larvas.

El efluente de celulosa Kraft, presenta además, compuestos característicos, como ligninas y sus derivados, fenoles y color, los que pueden ser eliminados por el sistema de lodos activados. En la Figura 13, se observa la eficiencia de eliminación de compuestos en el reactor.

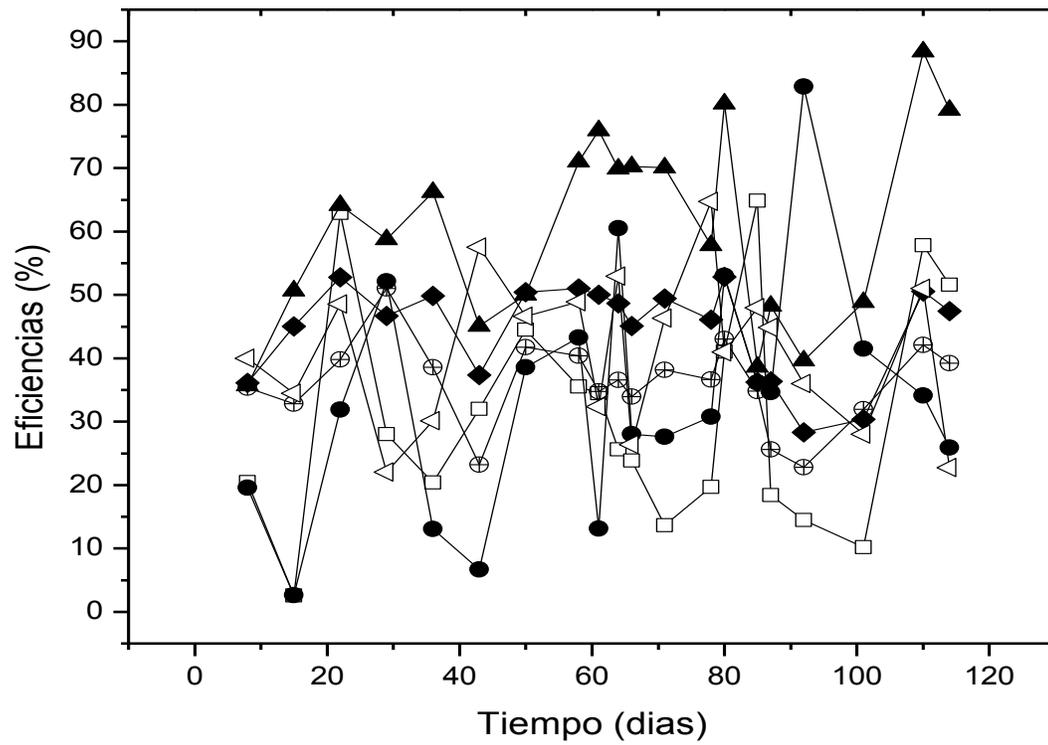


Figura 13. Eficiencia de la eliminación de Color (□), Lignina 280nm (⊕), Lignina 272 nm (◆), Ácidos lignosulfónicos (●), Compuestos aromáticos (▲), Fenoles totales 215 nm (◁).

Durante la operación del sistema de lodos activados, se observó una correlación en la eliminación de todos los compuestos y el color. Lo que concuerda con estudios que relacionan, por ejemplo, la eficiencia de eliminación de fenoles totales con la eliminación del color (Villamar, 2008). Para el color, la eficiencia de eliminación osciló entre 2,56 – 64,83 %. Por su parte, para fenoles totales los rangos fueron de 22 - 64%. Comparando con el comportamiento de un sistema biológico con influente de *Eucaliptus globulus*, que mostró eliminación de color entre 27 - 42 % y eliminación en fenoles totales 29 - 39 %, puede decirse que son de orden similar en el rango superior (Villamar, 2008).

Sin embargo, durante este estudio se obtuvo aumento de color, el día 15, cuando se alcanza la menor eficiencia de eliminación con operación normal, 2,56. Esta situación, ha sido documentada para sistemas de tratamiento biológico aeróbico, en que el color aumentó entre 10 -40% en algunos períodos. Respecto a los máximos alcanzados, se ha establecido que el color en los efluentes de celulosa Kraft está estrechamente relacionado con el contenido de compuestos fenólicos, la lignina y sus derivados. Por esta razón, la baja eliminación, podría relacionarse con la resistencia de estos compuestos para ser biodegradados (Xavier *et al.*, 2009). En este caso, las eficiencias de eliminación de lignina_(UV 272), lignina_(UV 280), compuestos aromáticos y ácidos lignosulfónicos, estuvieron entre, 28,31 – 52,85 %, 22, 81 – 91,58 %, 35,68 – 88,35 %, 2,63- 82,85 %, respectivamente.

5.4 Indicadores de estabilidad

Para evaluar un proceso biológico, no solo se hace con medidas físicas o químicas, es necesario considerar parámetros derivados de la propia biomasa y de la reacción del agua residual con el lodo activo. Adicionalmente a los parámetros de operación comúnmente establecidos para monitorear la eficiencia y estabilidad de un proceso de lodos activados, en este estudio se analizó, el IVL y la actividad de la biomasa.

5.5 Evolución del índice volumétrico del lodo

La Figura 14, presenta la evolución del IVL durante todo el proceso de operación en el reactor del sistema de lodos activados

Ciertos autores, afirman que un lodo posee buena decantación cuando presenta valores de IVL entre 35 - 150 mL/gSST (Ramalho, 1996). En este caso, durante todo el proceso de operación, el IVL tuvo valores en el rango de 45,7 - 98,3 mL/gSST, teniendo por tanto, una decantación óptima. Valores similares obtuvieron, Xavier *et al.* (2009), en un sistema de lodos activados, donde este parámetro se mantuvo alrededor de 50 mL/gSST y Sandberg and Holby (2008) con valores entre 70 - 100 mL/gSST. Los flóculos fueron de tamaño medio (150 – 500 μm) (Sezgin *et al.*, 1982).

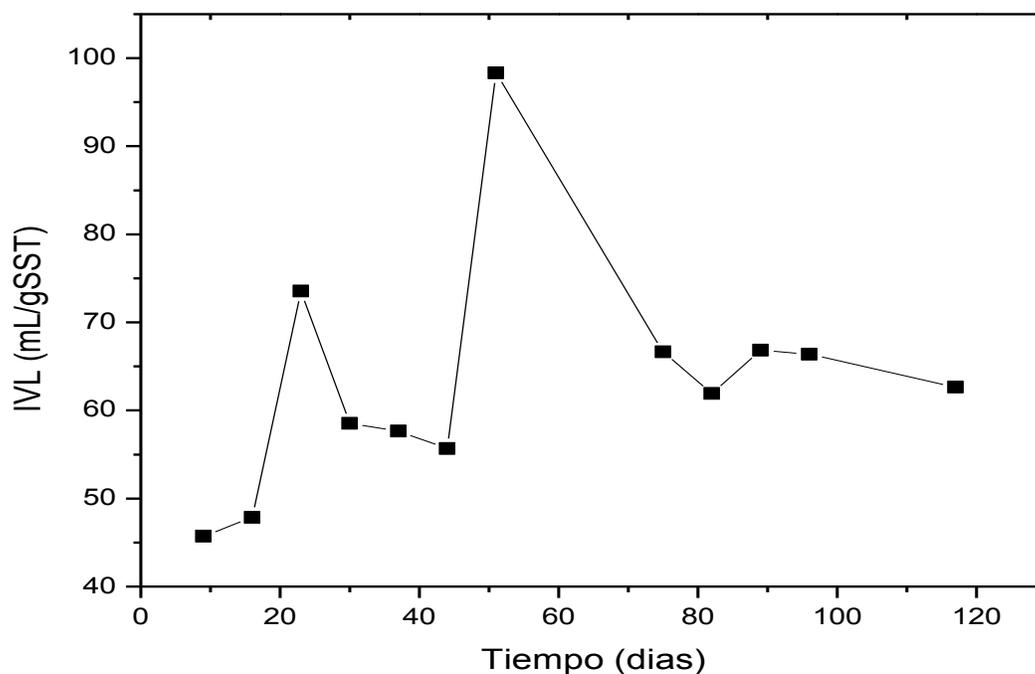


Figura 14. Índice volumétrico en el reactor del sistema de lodos activados.

El IVL es influenciado por factores como, el tamaño de los flóculos, la concentración de sólidos y sobre todo la presencia de organismos filamentosos. Cuando la concentración de organismos filamentosos es baja y existe una concentración fija de SST en el reactor, el IVL se ve influenciado principalmente por el tamaño de los flóculos (Sezginet *al.*, 1982). Durante el estudio no se observaron cambios en el tamaño de los flóculos, los que se mantuvieron de un tamaño medio (150 – 500 μm) durante todo el proceso.

Las variaciones observadas pueden atribuirse a las oscilaciones de la concentración de sólidos en el reactor, producidas por la recirculación del sistema, sin embargo estas variaciones no afectaron al rango normal del IVL en el reactor.

5.6 Test de jarra

Para el test de jarra se midió el pH al influente y al efluente. Los valores a la entrada y salida del test de jarra con coagulante convencional se describen en la Tabla 8 y con coagulante biodegradable se describen en la Tabla 10.

Tabla 8. Caracterización fisicoquímica del influente y efluente con aplicación de Sulfato de Aluminio, como coagulante de la precipitación química a diferentes concentraciones evaluadas.

Concentración de Sulfato de aluminio	Influente	360 mg/L		480 mg/L		Influente	600 mg/L	
		T 1.1	T 1.2	T 1.1	T 1.2		T 1.1	T 1.2
pH inicial	9	9	9	9	9	9	9	9
pH final	9	5,90	5,51	6,36	6,35	9	7,80	7,54
Turbidez _(NTU)	5	4,5	4,8	3,5	3,3	4,6	3,9	3,8
Color (pH 9, VIS 440 nm)	0,10	0,08	0,07	0,03	0,03	0,09	0,01	0,01
Ácidos Lignosulfónicos (UV 346)	0,05	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0	0
Compuestos Aromáticos (UV 254)	0,13	0,09	0,08	0,06	0,04	0,18	0,04	0,05
Lignina (UV 280)	1	0,87	0,93	0,52	0,59	1	0,42	0,44
Lignina (UV 272)	1	0,76	0,79	0,43	0,51	1	0,36	0,37
Fenoles	99,2	22,3	22,3	26,1	26,1	87,6	53	68,4
DQO	108	62	72	80	72	148	64	86
DBO ₅	8,5	4,0	8,0	2,0	12	11	2,6	1,8
TOC (mg/L)	27,29	16,55	22,99	11,86	13,27	23,97	11,34	9,4

T 1. 1: Test de Jarra 1.1, T 1.2; Test de Jarra 1.2, DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO₅ : Demanda Química de Oxígeno, TOC: Carbono orgánico total.

Como muestra la Figura 15, a simple vista, el coagulante convencional sulfato de aluminio utilizado en primera instancia en el test de jarra, es muy efectivo en la eliminación del color en el efluente, logrando un color casi transparente en comparación con el color amarillento que tiene al salir del tratamiento de sistema de lodos activados. El color en el efluente se debe principalmente a la presencia de compuestos derivados de la lignina, la cual es el polímero natural más complejo en relación a su estructura y heterogeneidad, lo que hace que los microorganismos presentes en el lodo no la puedan degradar en su totalidad, convirtiéndose en parte de la materia recalcitrante. Al aplicar un coagulante de origen químico, como lo es el sulfato de aluminio, este posee la propiedad de degradar los compuestos derivados de la lignina con la consecuente eliminación del color en el efluente final.

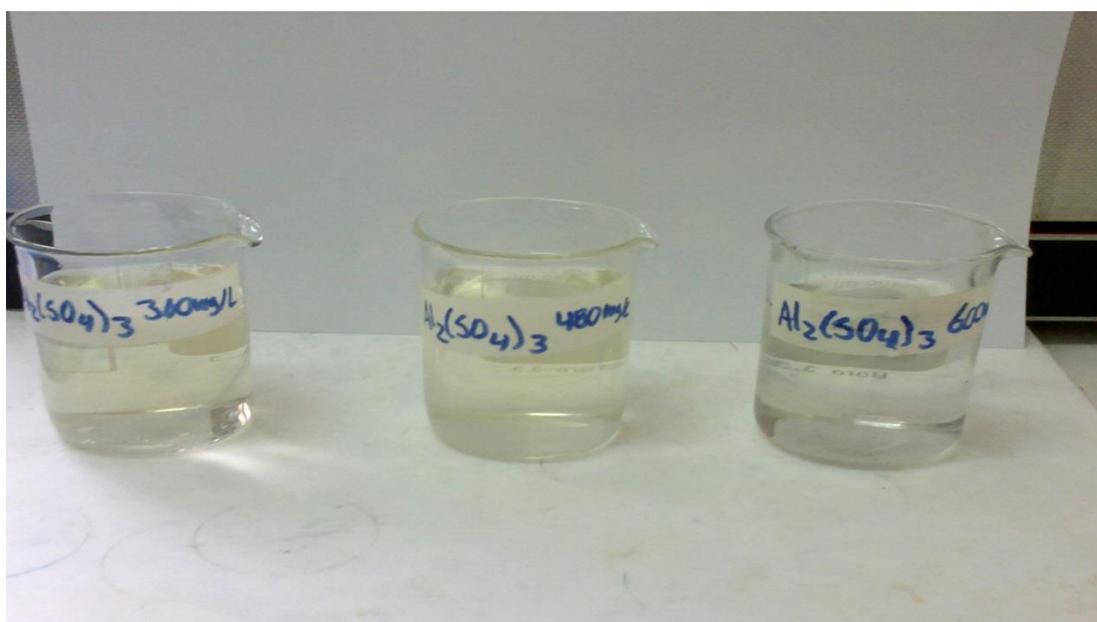


Figura 15. Efluente del tratamiento terciario, luego de la aplicación del test de jarra con coagulante sulfato de aluminio a concentraciones de 360 mg/L, 480 mg/L y 600 mg/L.

La incorporación de una tecnología terciaria, como la precipitación química con sulfato de aluminio, es una alternativa que se utiliza en algunas industrias de celulosa para disminuir el impacto ambiental en la descarga. Este proceso se realiza a un pH básico (9), ya que se ha determinado en estudios anteriores que este es el pH óptimo para la coagulación, obteniendo la

eficiencia más alta de eliminación de color y el menor valor de turbidez, ya que a medida que aumenta el pH la turbidez del efluente disminuye (Hermosilla, 2012).

Además el influente utilizado para la precipitación química, tiene un pH promedio de 9, por lo que no es necesario destinar grandes cantidades de ácido sulfúrico y/o hidróxido de sodio para ajustar el pH al comenzar el tratamiento. Es importante señalar que la determinación del pH óptimo es fundamental al analizar el pH final del efluente luego de realizar la coagulación, ya que durante este proceso disminuye el pH, el cual debe ser modificado antes de ser descargado al cuerpo receptor. Por lo tanto al realizar la coagulación a pH 9, la disminución del pH es menor, para lo cual se necesitará menos recursos para la modificación de este.

Con respecto a la turbidez, se obtuvo su menor valor a una concentración de sulfato de aluminio de 480 mg/L, donde la turbidez bajo de 5 NTU en el influente a un promedio de 3,4 NTU en el efluente de precipitación química. A medida que la concentración de sulfato de aluminio es mayor, la turbidez aumenta en el influente. En general la concentración óptima de sulfato de aluminio fue de 600 mg/L, en la cual se evidencia una disminución considerable de los parámetros analizados. El color disminuyó de 0,09 en el influente a 0,01 en el efluente de precipitación, los ácidos lignosulfónicos también disminuyeron su absorbancia en el espectrofotómetro de 0,04 a 0 en el efluente. Los compuestos aromáticos disminuyeron de 0,18 a 0,05 y en relación a la lignina, esta se redujo considerablemente, de 1 a 0,43 y de 1 a 0,37 para lignina (UV280) y lignina (UV272) respectivamente. En el análisis del TOC, este también disminuyó con respecto al influente, de 23,97 mg/L a 10,37 mg/L en la concentración mayor. En estudios anteriores realizados por Hermosilla (2012), la concentración óptima fue de 480 mg/L, donde se obtuvo una mayor eficiencia de eliminación de DQO de un 70, 6%, eficiencia de eliminación de color de 92, 3% y a su vez se observó un factor de aumento más bajo de 3,8 en la turbidez del efluente. Estos resultados difieren de los encontrados presuntamente por el pH utilizado.

Con respecto a la eficiencia en la eliminación del color, materia orgánica en forma de DQO y ligninas, los resultados se muestran en la Tabla 9, donde se evidencia que la concentración óptima en relación al porcentaje de eficiencia en la eliminación es a una concentración de 600 mg/L.

Con adición del coagulante sulfato de aluminio, como tratamiento terciario, se obtiene un efluente final con mejores condiciones para ser descargado posteriormente a un cuerpo receptor, en comparación con el efluente tratado solo con el sistema de lodos activados.

Las altas eficiencias de eliminación obtenidas con este coagulante se debe a la rápida formación de flóculos, debido a que éste se dispersa a mayor velocidad en el agua que otros coagulantes, logrando contacto con una mayor cantidad de partículas coloidales.

La determinación de la efectividad del sulfato de aluminio se obtiene por medio de los iones Al que desestabilizan las cargas negativas de los coloides, generando la formación de los flóculos que luego sedimentan. Esta sedimentación genera la formación un precipitado de lodo, llamado lodo terciario, el cual presenta concentraciones de aluminio, por lo que dificulta su disposición final. En el clarificado también permanecen concentraciones de aluminio y de sulfato las cuales podrían generar algún impacto ambiental negativo en el cuerpo receptor.

Tabla 9. Porcentajes de Eficiencias con coagulante convencional: Sulfato de Aluminio

Concentración de sulfato de aluminio / % de eficiencia de eliminación	Sulfato de aluminio		
	270 mg/L	360 mg/L	600 mg/L
Color	41 %	70%	84%
DQO	45 %	45 %	74 %
Lignina (UV 272)	44%	66%	71%
Lignina (UV280)	34%	71 %	71%

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

A diferencia del coagulante convencional, a una primera impresión, el coagulante quitosano no fue efectivo en la eliminación del color en el efluente proveniente del sistema de lodos activados como lo muestra la Figura 16, el color amarillento característico del efluente después de su tratamiento secundario, continua presente en el efluente final del tratamiento terciario: test de jarra.



Figura 16. Efluente del tratamiento terciario, luego de la aplicación del test de jarra con coagulante quitosano a concentraciones de 41 mg/L, 55 mg/L y 69 mg/L.

Tabla 10. Caracterización fisicoquímica del influente y efluente con aplicación de quitosano, como coagulante de la precipitación química a diferentes concentraciones evaluadas.

Concentración de Quitosano	Influente	41 mg/L		Influente 55 mg/L		69 mg/L		
		T 1.1	T 1.2	T 1.1	T 1.2	T 1.1	T 1.2	
pH inicial	9	9	9	9	9	9	9	9
pH final	9	8,6	8,6	9	8,7	8,6	8,8	8,8
Turbidez	4,6	4	4,12	4,51	2,45	2,52	4,07	3,54
Color _(pH 9, VIS 440 nm)	0,09	0,08	0,09	0,10	0,09	0,09	0,10	0,09
A.L. (UV 346)	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04
C.A. (UV 254)	0,18	0,14	0,14	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15
Lignina (UV 280)	1	1	1	1	1	1	1	1
Lignina (UV 272)	1	1	1	1	1	1	1	1
Fenoles	87,6	80,1	83,8		53,5	51,5	38,4	49,47
DQO	148	138	141	112	100	96,3	107	103
DBO ₅	11	1,8	7	6	10	14	12	6
TOC	23,97	26,35	25,91	18,89	19,95	19,05	19,91	20,50

T 1. 1: Test de Jarra 1.1, T 1.2; Test de Jarra 1.2, DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO₅ : Demanda Química de Oxígeno, TOC: Carbono orgánico total.

Con respecto a la utilización de quitosano como coagulante natural, los resultados no fueron los esperados y la disminución de los parámetros fue escasa en comparación a los obtenidos con sulfato de aluminio. Las concentraciones estudiadas corresponden a 41 mg/L, 55mg/L y 69 mg/L, las cuales fueron elegidas en base a estudios anteriores de Hermosilla (2012) y Caldera *et al* (2009). Se realizaron los ensayos con pH 9, para tener una comparación certera con sulfato de aluminio que se realizó con el mismo pH inicial. Se observa en la Tabla 10 que la variación del pH inicial luego del proceso de coagulación es muy baja, lo cual es beneficioso para ser descargado directamente a un cuerpo receptor sin previo ajuste de pH. Con respecto a la turbidez, se obtuvo el valor más bajo a una concentración de 55 mg/L, disminuyendo de 4,51 NTU a un promedio de 2,48 NTU en el efluente tratado con quitosano. Al aumentar la concentración de quitosano, la turbidez aumenta, efecto que podría estar relacionado con la reestabilización de coloides. Se ha reportado que se requieren dosis bajas de quitosano para desestabilizar los coloides y sedimentar las partículas en suspensión (Roussy *et al* 2005), puesto que la aplicación de dosis altas de quitosano reestabiliza los coloides (Divakaran y Pillai 2002). Con respecto al color, ácidos lignosulfónicos, compuestos aromáticos y ligninas, no hubo disminuciones significativas, estas fueron casi inexistentes al comparar el influente con el efluente después de la precipitación con quitosano. Para la concentración de quitosano, 41 mg/L se obtuvo la eficiencia de eliminación de DQO más baja, con un 6 %, esto podría haber ocurrido debido a que la concentración del coagulante, no era suficiente para tener éxito en la precipitación. La dosis óptima para eliminación de materia orgánica fue a una concentración de 55 mg/L con un valor de 20%, la cual sigue siendo baja en comparación con la mayor eficiencia de sulfato de aluminio que arrojó un 74% de eficiencia en la eliminación de DQO. La materia orgánica disminuye su eficiencia a medida que aumenta la concentración del quitosano, ya que este coagulante es de tipo orgánico, lo que hace que obtener una baja eficiencia de eliminación de DQO, por lo que en la concentración mayor de quitosano 69 mg/L, se obtuvo solo un 14 % de eliminación. Estos datos coinciden con estudios anteriores, donde se determinó que la concentración óptima del coagulante quitosano es de 55mg/L, la cual presenta las mejores condiciones en relación a los parámetros de turbidez, una eficiencia de eliminación de color en relación al efluente inicial. Pero a su vez se observa que a concentraciones mayores de quitosano aumenta la eficiencia de color, sin embargo la eficiencia de eliminación de DQO disminuye (Hermosilla, 2012).

El Carbono orgánico total (TOC) registro un aumento en el efluente tratado con quitosano en las tres concentraciones estudiadas, para la concentración de 41 mg/L aumento de 23, 97 mg/L a un promedio de 26, 13 mg/L, para la concentración optima por bibliografía de 55 mg/L aumento de 18,89 mg/L a un promedio de 19,50 mg/L y finalmente para la concentración de 69 mg/L aumento de 18,89 mg/L a 20, 05 mg/L. Se ha reportado en investigaciones anteriores que el quitosano contribuye al incremento del carbono orgánico total (TOC) presente en las soluciones, a que su vez podría afectar el mecanismo de coagulación (Roussy *et al* 2005).

Los porcentajes de eficiencias de eliminación de color, DQO y ligninas fueron muy bajos para las tres concentraciones en estudio, como muestra la Tabla 11. La concentración que mostro mayor remoción de materia orgánica, color y ligninas fue la de 55 mg/L, que mostro 12 %, 20%, 0,2 % y 0,15 % respectivamente. La baja disminución de los compuestos, color, derivados de la lignina y DQO, comparado con otros estudios, se podría haber originado por la elección del pH, ya que en experimentos anteriores se encontró que el pH ideal es 7-8 y el utilizado en este estudio fue un pH 9.

Al utilizar el coagulante quitosano no se observan eficiencias altamente efectivas de la eliminación de los parámetros analizados, pero a su vez se determina que el efluente presenta una menor turbidez, esto se debe a la baja concentración de coagulante adicionado, lo cual puede significar un menor impacto al medio ambiente debido al carácter orgánico de este coagulante.

Las características del quitosano, mas importantes para la floculación, son la densidad de carga, peso molecular y su estructura molecular. Este coagulante al ser un polímero con una estructura similar a la celulosa se adhiere fácilmente a la superficie negativamente cargada y puede formar quelatos con iones metálicos.

El quitosano actúa como un coagulante efectivo para tratar las partículas en suspensión y las sustancias disueltas. Al ser de naturaleza catiónico, favorece a la coagulación, donde los colides cargados negativamente reaccionan químicamente con los coagulantes de carga positiva, producidos en la hidrólisis, para formar otro insoluble que es eléctricamente neutro o desestabilizado.

El lodo que se forma luego de la precipitación con quitosano es menos compacto que el formado por sulfato de aluminio y de carácter orgánico lo que determina un menor impacto al cuerpo receptor.

Tabla 11. Porcentajes de Eficiencias con coagulante natural: Quitosano

Concentración de quitosano/% de eficiencia de eliminación	41 mg/L	55 mg/L	69 mg/L
Color	9%	12%	6%
DQO	6%	20%	14%
Lignina (UV 272)	0,4%	0,2 %	0,2%
Lignina (UV 280)	2%	0,2 %	0,2%

DQO: Demanda Química de Oxígeno

5.7 Análisis Ambiental

El alto contenido de materia orgánica en forma de DBO₅ y DQO de los efluentes de celulosa Kraft y la mezcla compleja de compuestos tóxicos orgánicos pueden causar anoxia en el ambiente (Karrasch *et al.*, 2006), masculinización de caracteres morfológicos femeninos, lo que causa una disminución en el número de embriones producidos, supermasculinización de caracteres morfológicos en machos, aumento de la masa testicular (Orlando *et al.*, 2007), disminución en la producción de esteroides (Bandelj *et al.*, 2006), disminución de la actividad de natación (Landman *et al.*, 2006), etc. Es por esta causa, que diversos han sido las investigaciones para contrarrestar los efectos de la industria de la celulosa, implementación de tratamientos primarios (sedimentación), tratamientos secundarios (lodos activados) son los que rigen en la actualidad en Chile para cumplir la normativa ambiental descrita en el Decreto Supremo 90. Sin embargo para mejorar el efluente final descargado a un cuerpo receptor, se adiciona un tratamiento terciario. Actualmente solo una industria tiene implementado una tecnología terciaria, que es la planta Valdivia de empresas Celulosa Arauco y Constitución,

conocida también como Celco, ubicada en San José de la Mariquina, Región de Los Lagos. El tratamiento que ellos utilizan es la precipitación química con Sulfato de Aluminio, este tipo de tecnología es la más común y ha mostrado en el tiempo una buena eficiencia de eliminación de color y materia orgánica.

Uno de los problemas originados por la precipitación química, es el lodo formado producto de los coagulantes utilizados. El tratamiento terciario convencional, usa en su mayoría, Sulfato de Aluminio como coagulante, el cual puede tener diversas consecuencias ambientales como el incremento de las concentraciones de metales, lo cual puede tener implicaciones en la salud humana; dispersión de oligómeros de acrilamida; producción de grandes cantidades de lodos tóxicos que también pueden ser un peligro para la salud. Es por esto último, que se han desarrollado investigaciones para eliminar y/o reutilizar este metal del lodo, con el fin de disminuir su impacto ambiental. Se han obtenido porcentajes de recuperación de aluminio entre 18 y 64 % (Villegas *et al.*, 2005). No obstante, por la complejidad de los procesos involucrados solo ha sido estudiado en una planta piloto. (Martínez *et al.*, 2000).

Es por esto que nace la necesidad de buscar procesos alternativos más económicos basados, por ejemplo, en la utilización de polímeros naturales o sintéticos, por lo que se está estudiando la bioadsorción en organismos vivos (bacterias, hongos, algas) o por compuestos extraídos de estos organismos. Estos materiales son abundantes y biodegradables. Entre estos últimos se encuentra el quitosano, que presenta una alternativa al coagulante convencional, el cual al ser de carácter orgánico es biodegradable en el tiempo, por lo que el lodo formado producto de la precipitación, no presenta problemas medioambientales. El quitosano es un polímero natural económico y de fácil obtención, que ayuda a la disminución de color y materia orgánica en el efluente final, además de solucionar el problema de la contaminación producida por el desecho de la industria cangrejera a nivel mundial (Pardo, 2013). Sin embargo la disminución de los parámetros de materia orgánica, color y compuestos derivados de la lignina, utilizando el coagulante quitosano, fue muy baja y no representa una eficiencia de eliminación significativa. Es por esto que una mezcla de ambos coagulantes podría ser la alternativa para el mejoramiento del tratamiento. En estudios realizados por Hermosilla (2012), la mezcla de ambos coagulantes mostraron resultados positivos para la efectiva eliminación de materia orgánica y color. En el caso de reducción de concentraciones de 70/30 (sulfato/quitosano) se obtienen altas eficiencias de eliminación de color

muy similares a las obtenidas en la mezcla 80/20 (sulfato/quitosano), pero con una menor eficiencia de DQO, debido a que el quitosano al ser orgánico, suma a la materia orgánica. Estos resultados en las mezclas reduciendo en un 20% y un 30% son muy positivos, y la determinación de cuál es la mezcla más efectiva depende del objetivo final, para obtener eficiencias similares a las obtenidas con sulfato de aluminio, la opción 80/20 es la mejor, pero si el objetivo es reducir el volumen de lodos de sulfato, la mejor opción es 80/30. Otra mezcla es 50/50 (sulfato/quitosano), la cual ha mostrado que al reducir el sulfato de aluminio en 50 %, ambos coagulantes actúan de mejor manera como polímeros, degradando una mayor cantidad de materia orgánica e inorgánica.

Otra alternativa que toma fuerza en la actualidad es el uso de algas marinas, una de las que ha sido estudiadas para el mejoramiento de los efluentes de celulosa es la *Rhizopus oryzae* ya que esta especie ha mostrado eficacia en comparación con otras algas, en la reducción de DQO y color en efluentes de celulosa Kraft (Freitas *et al.*, in press). Estudios de Pereira *et al.*, (2009), demostraron que el tratamiento biológico con *R. oryzae* fue extremadamente eficaz en la reducción de la DQO y el color, y fueron traducidas en valores más bajos de absorbancia a las diferentes longitudes de onda evaluados, especialmente a 460 nm, con una absorbancia de 0,140.

La desventaja de este tratamiento es la aplicación de grandes gotas de hidróxido de sodio y/o ácidos para el ajuste del pH de las muestras de los efluentes, comprometiendo inmediatamente su implementación, al menos en las condiciones experimentales descritas y en un escenario real de una planta de tratamiento, debido al alto costo asociado con los ajustes de pH necesarios antes la eliminación del efluente tratado al cuerpo receptor, según lo describe Xu *et al.*, (2007), la disminución en el pH después del tratamientos puede explicarse por la formación de ácidos orgánicos durante la descomposición de compuestos orgánicos de carbono.

6. CONCLUSIONES

La eficiencia de eliminación de materia orgánica obtenida para la condición de operación normal del sistema de lodos activados, fue de $69,3 \pm 6,8\%$, a un TRH de 1 d y relación $DBO_5:N:P$ de 100:5:1.

La precipitación química con coagulante sulfato de aluminio resulto ser altamente efectiva, donde se obtuvieron las mayores eficiencias de eliminación de color y materia orgánica en forma de DQO, de un 84 % y 74 % respectivamente, aunque genera mayor turbidez que otros coagulantes, como es el caso del quitosano.

Al utilizar el coagulante orgánico quitosano, se vio una menor eficiencia en los parámetros analizados, con eficiencias de eliminación máximas de color y DQO de un 12% y 20 % respectivamente. Sin embargo, al ser este coagulante de origen orgánico, presente una menor turbidez en el efluente final.

En la determinación de la concentración óptima de los coagulantes utilizados, se necesita una mayor cantidad de sulfato de aluminio en comparación al quitosano, debido a que los coloides hidrofílicos requieren mayor cantidad de coagulante que los hidrofóbicos, que no reaccionan químicamente con el coagulante. Finalmente se determina que la concentración óptima para el sulfato de aluminio es de 600 mg/L, en comparación con el quitosano que fue de 55mg/L.

Todo proceso fisicoquímico tiene como consecuencia, un efecto sobre el ambiente, ya que se utilizan elementos y/o procesos químicos que cambian las condiciones del medio, en sus descargas. El uso del coagulante convencional sulfato de aluminio ha mostrado ser muy eficaz en la eliminación de materia orgánica y color, sin embargo la gran cantidad de volumen de lodos generados hace que no sea una buena solución de tecnología terciaria y se opte por buscar nuevos coagulantes, como el quitosano, que al ser de origen orgánico, genera lodos biodegradables en el tiempo, sin embargo no es tan efectivo como el convencional. Es por esto que una mezcla de ambos coagulantes (sulfato/quitosano) en diferentes porcentajes, podrían contribuir de mejor manera a la relación entre eficiencia de eliminación de materia orgánica-color y disminución del impacto ambiental, ya que al utilizar estos dos coagulantes en conjunto

se potencian y cada uno aporta para el éxito del tratamiento, el sulfato, por su parte, contribuye positivamente a las eficiencias y el quitosano a disminuir el volumen de lodos.

Debido a todo lo anterior, se acepta la hipótesis, ya que la incorporación de un tratamiento terciario de precipitación química es efectivo para la eliminación de materia orgánica recalcitrante contenida en el efluente proveniente de un sistema de lodos activados. El coagulante con mejores resultados fue sulfato de aluminio, cuyas eficiencias de eliminación de materia orgánica y color, fueron visiblemente más altas respecto a las encontradas con el coagulante quitosano.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Acuña, R. 2008. Como funciona una planta de lodos activados. Biotecnología práctica y aplicada. Costa Rica.
- Ahmad, A. Wong, S.Teng, T. &Zuhairi, A. 2007. Optimization of coagulation-flocculation process for pulp and paper mill effluent by response surface methodological analysis. *Journal of Hazardous Materials*. 145: 162 – 168.
- Ali, M. &Sreekrishnan, T. 2001. Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review.*Advances in Environmental Research*. 5: 175 – 196.
- Arauco. 2013. Proceso productivo Celulosa Kraft. Disponible en
- URL: <http://www.arauco.cl/flash/base.swf> (Consultado en Mayo de 2014).
- Arboleda, J.1981. Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Teoría de coagulación. CEPIS/OPS/OMS. 2da edición. Lima, Perú. 37-67 Pp.
- Asghar, M. Khan, S.& Mushtaq, S. 2008. Management of treated pulp and paper mill effluentto achieve zero discharge. *Journal of Environmental Management*.88: 1285 – 1299.
- Bajpai, P. 2013. Bleach Plant Effluents from the Pulp and Paper Industry. Springer, Punjab, India.
- Bandelj, E., Vand den Heuvel, M.R., Leusch, F.D.L., Shannon, N., Taylor, S., McCarthy, L.H., 2006. Determination of the androgenic potency of whole effluents using mosquitofish and trout bioassays. *Aquatic Toxicology* 80, 237–248.
- Biermann, C.1996. Handbook of Pulping and Papermaking, Second Edition, El Servier.
- BRACELPA.2013.Associação brasileira de celulosedepapel. Dados do Setor. Julho 2013. Disponible en
URL:<http://www.bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/booklet.pdf>
- Catalkaya, E. &Kargi, F.2008. Advanced oxidation treatment of pulp mill effluent for TOC and toxicity removals, *Journal of Environmental*.87:396–404.

- Chamorro, D., Xavier, C, & Vidal, G. 2005. Behavior of aromatic compounds contained in kraft mill effluents treated by an aerated lagoon. *Biotechnology Progress*, 21:1567-1571.
- Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones. CMPC. 2012. Informe sostenibilidad. Disponible en URL: <http://www.cmpccelulosa.cl/CMPCCELULOSA/archivos/file/cmpc-reporte-de-desarrollo-sostenible-2013.pdf>.
- CORMA. Corporación Chilena de la Madera.2010.(Consultado en Mayo de 2014).Disponible en URL: <http://www.corma.cl>
- Divakaran, R. & Pillai S. 2002. Flocculation of river silt using chitosan. *Waterresearch* 36:2412-2418.
- Diez, M. C., Villouta, F., Montoya, M. T., Bornjardt, C.2002. Tratamiento combinado de lodos activados y lecho fijo sumergido para tratar efluente de celulosa Kraft blanqueada. 27° Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS. Cancún, México.
- Fuentes, M. 2012. Identificación de sistemas terciarios para el tratamiento de aguas residuales. Subdirección General de Administración del Agua (CNA). Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua (IMTA).
- Freitas, A.C., Ferreira, F., Costa, A.M., Pereira, A.M., Pereira, R., Antunes, S.C., Gonçalves, F., Rocha-Santos, T.A.P., Diniz, M.S., Castro, L., Peres, I., Duarte A.C. Biological treatment of the effluent from a bleached kraft pulp mill using basidiomycete and zygomycete fungi. *Science of Total Environment*, in press. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.01.054.
- Gacén, J. &Gacén, I. 1996. Quitina y quitosano. Nuevos materiales textiles. *Boletín Intexter*, 110: 67-71.
- Hewitt, L. Parrot, J. & McMaster, M. 2006. A decade of research on the environmental impacts of pulp and paper mill effluents in Canada: sources and characteristics of bioactive substances. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part B.* 9: 341 – 356.
- Hermosilla, M. 2012. Factibilidad de usos de coagulantes naturales en efluentes secundarios en la industria de celulosa kraft. Tesis de Ingeniería Ambiental. Universidad de Concepción. Concepción. Chile.

- INFOR. 2007. Análisis de la cadena productiva de la celulosa y el papel en países de ALC a la luz de los objetivos de desarrollo sostenible, su relación con los compromisos comerciales (OMC y TLCs) y ambientales (AMUMAs). Estudio de Caso Chile.
- Jarpa, M. 2014. Tratamiento secundario y terciarios de efluentes de la industria forestal y su efecto sobre la toxicidad. Tesis Doctoral. Universidad de Concepción. Concepción. Chile.
- Kansal, S. Singh, M. & Sud, D. 2008. Effluent quality at kraft/soda agro-based paper mills and its treatment using a heterogeneous photocatalytic system. *Desalination*. 228: 183 – 190.
- Karrasch, B., Parra, O., Cid, H., Mehrens, M., Pacheco, P., Urrutia, R., Valdovinos, C., Zaror, C. 2006. Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self purification capabilities of the Biobío River, Chile. *Science of the Total Environment* 359, 194–208.
- Kostamo, A. Holmbom, B. & Kukkonen, J. 2004. Fate of wood extractives in wastewater treatment plants at kraft pulp mills and mechanical pulp mills. *Water Research*. 38: 972 – 982.
- Landman, M.J., van den Heuvel, M.R., Finley, M., Bannon, H.J., Ling, N. 2006. Combined effects of pulp and paper effluent, dehydroabietic acid, and hypoxia on swimming performance, metabolism, and haematology of rainbow trout. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 65 (3), 314–322.
- Luraschi, M. 2007. Análisis de la cadena productiva de la celulosa productiva de la celulosa y el papel a la luz de los objetivos de desarrollo sostenible: estudio del caso de Chile. Colección Documentos de proyectos Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Martínez, M. A., Jiménez, B., Vaca M. 2000. Recuperación de sulfato de aluminio de lodos provenientes de un tratamiento primario avanzado. Instituto de Ingeniería UNAM. México.
- Méndez, L. Miyashiro, V. Rojas, R. Cotrado, M. & Carrasco, N. 2004. Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala de laboratorio. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*. Lima. Perú.

- Metcalf and Eddy. 2003. Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. McGraw-Hill. New York. USA. 1485 pp.
- Ministerio de Secretaria General de Gobierno. 2000. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas continentales y superficiales.
- Morales, G. 2014. Evaluación de la Estabilidad de un sistema de Lodos Activados mediante Indicadores Fisicoquímicos y Biológicos. Tesis de Ingeniería Ambiental. Universidad de Concepción. Concepción. Chile.
- Navia, R. Levet, L. Mora, M. Vidal, G. & Diez, M. 2003. Allophanic soil adsorption system as a bleached kraft mill aerobic effluent post-treatment. Water air and Soil Pollution. 148: 323 – 333.
- Orlando, E.F., Bass, D.E., Caltabiano, L.M., Davis, W.P., Earl Gray Jr., L., Guillette Jr., L.J. 2007. Altered development and reproduction in mosquitofish exposed to pulp and paper mill effluent in the Fenholloway River, Florida, USA. Aquatic Toxicology 84, 399–405.
- Pereira, R., Antunesa, S. C., Goncalvesb, A. M.M., Marquesa, S.M, F. Goncalvesa, F., Ferreirac, F., Freitasc, C., Rocha-Santos, T.A.P., Dinizd, M.S., Castrod, L., Peresd, I., Duarte, A.C. 2009. The effectiveness of a biological treatment with *Rhizopus oryzae* and of a photo-Fenton oxidation in the mitigation of toxicity of a bleached kraft pulp mill effluent. 2471:2480.
- Pardo, A. 2013. Evaluación del quitosano como coagulante de efluentes de una tenería para la remoción de cromo y materia orgánica. Universidad de Zulia. Maracaibo. Venezuela.
- Pokhrel, D. & Viraraghavan, T. 2004. Treatment of pulp and paper mill wastewater-A review. Science of the Total Environment. 333: 37 – 58.
- Pozo, G. 2010. Optimización de la operación de un reactor aeróbico de biopelícula bacteriana inmovilizada. Incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxialcanoato (PHA) como producto del tratamiento de efluentes de celulosa Kraft. Tesis Magister. Universidad de Concepción. Concepción. Chile.

- Pozo, G., Villamar, C., Martínez, M. & Vidal, G. 2011. Polihydroxyalkanoates (PHA) biosynthesis from kraft mill wastewaters: biomass origin and C:N relationship influence. *Water Science & Technology* 63(3): 449 – 455.
- Ramalho, R. 1996. Introduction to wastewater treatment process. Academic press.
- Reyes, A. 2009. Análisis y control del abultamiento filamentoso en una planta de tratamiento de efluentes. Universidad de Veracruzana. México.
- Rigola, M. 1989. Tratamiento de aguas industriales. Aguas de proceso y residuales. Barcelona. España.
- Roussy, J., Van M., Dempsey Y., Guibal E. 2005. Influence of chitosan characteristics on the coagulation and flocculation of bentonite suspension. *Water Research* 39:3247- 3258.
- Sezgin, M. 1982. Variation of sludge volume index with activated sludge characteristics. *Water Research*, 16:83-88.
- Sandberg, M. and Holby, O. 2008. Black liquor and alkaline shocks in a multiple stage biological treatment plant. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7:335-344.
- Sandberg, M. 2009. Mill case, simulation, and laboratory plant study of black liquor spill effects on a multiple stage biological treatment plant. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36: 839-849.
- Stephenson, R. & Duff, S. 1996. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent- I. Removal of carbon, colour and turbidity. *Water Research*.
- Thompson, G. Swain, J. Kay, M. & Forster, C.F. 2001. The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. *Bioresource Technology*. 77:275 – 286.
- Vergara, J. 2013. Evaluación de estigmasterol contenido en efluente de celulosa Kraft a través de un sistema de tratamiento biológico aeróbico. Universidad de Concepción. Concepción. Chile
- Vidal, G. Fernández, A.J. & Díez, M.C. 2000, Comportamiento de compuestos fenólicos en un tratamiento mixto anaeróbico-aeróbico. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de la Frontera. Temuco. Chile.
- Villamar, C. A., Jarpa, M., Decap, J & Vidal, G. 2009. Aerobic moving bed bioreactor performance: comparative study of removal efficiencies of kraft mill effluents from *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* as raw material. *Water Science and Technology*, 59(3):507-514.

- Villaseca, M. 2001. Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. Boletín INTEXTER (U.P.C.). 119:67-72.
- Villegas, J.D., Castaño, J.M., Paredes, D. 2005. Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en plantas de potabilización de agua. 0122:1701.
- Westerhoff, P. Yoon, Y. Snyder, S. & Wert, E. 2005. Fate of endocrine disrupter. Pharmaceuticals and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment process. Environmental Science and Technology. 39: 6649 – 6663.
- Xavier, C. 2006. Influencia de la tecnología de tratamiento en la eliminación de fitoesteroles contenidos en efluentes de celulosa kraft y en la toxicidad de estos compuestos en organismos acuáticos, y de genotoxicidad en organismos bacterianos. Tesis Doctoral. Universidad de Concepción. Concepción, Chile.
- Xavier, C., Mosquera-Corral, A., Becerra, J., Hernández, V. and Vidal, G. 2009. Activated sludge versus aerated lagoon treatment of kraft mill effluents containing β -sitosterol and stigmasterol. Journal of Environmental Science and Health Part A, 44:327-335.
- Xavier, C., Oñate, E., Mondaca, M.A., Campos, J. & Vidal, G. 2011. Genotoxic effects of kraft pulp mill effluents treated by biological aerobic systems. Interciencia, 36(6):412-416.
- Xu, M., Wang, Q., Hao, Y., 2007. Removal of organic carbon from wastewater pulp effluent by lab-scale solar Photo-fenton process. Journal of Hazardous Materials 148, 103–109.
- Zaror, C. 2002. Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos. Editorial Universidad de Concepción.

8. ANEXOS

Anexo 1. Expresiones matemáticas utilizadas para la obtención de los parámetros operacionales e indicadores de estabilidad en el sistema de lodos activados.

- **Tiempo de Retención Hidráulico**

$$TRH = \frac{Vr}{Qi}$$

- **Velocidad de carga orgánica**

$$VCO = [DQO] * \frac{Qi}{Vr}$$

- **Recirculación**

$$R = \frac{Qi}{Qr}$$

- **Eficiencia de eliminación**

$$E = \frac{Qi * Ci - Qe * Ce}{Qi * Ci} * 100$$

- **Actividad de biomasa**

$$Actividad = \frac{\Delta[Oxígeno]}{\Delta t} * \frac{1}{SSV}$$

Donde,

TRH	(d)	Tiempo de Retención Hidráulico
Vr	(m ³)	Volumen del reactor
Qi	(m ³ /d)	Caudal del influente
VCO	(Kg/m ³ * d)	Velocidad de Carga Orgánica
DQO	(Kg/m ³)	Demanda Química de Oxígeno
SSV	(g/L)	Sólidos Suspendidos Volátiles
R	-	Recirculación
Qr	(m ³ * d)	Caudal recirculado
E	(%)	Eficiencia de eliminación del contaminante
Qe	(m ³ * d)	Caudal del efluente
Ci	(mg/L)	Concentración del contaminante en el influente
Ce	(mg/L)	Concentración del contaminante en el efluente