



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN



Centro de Ciencias Ambientales
EULA-CHILE

GENERACION DE UNA LINEA BASE DEL FUNCIONAMIENTO DEL TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES DE CMPC CELULOSA S.A. PLANTA SANTA FE

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

JOHANA NICOL HENRIQUEZ DIAZ

CONCEPCION (Chile), 2013



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN



Centro de Ciencias Ambientales
EULA-CHILE

GENERACION DE UNA LINEA BASE DEL FUNCIONAMIENTO DEL TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES DE CMPC CELULOSA S.A. PLANTA SANTA FE

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Alumno:

JOHANA NICOL HENRIQUEZ DIAZ

Profesor guía:

Dra. Gladys Vidal Sáez

CONCEPCION (Chile), 2013

RESUMEN

Planta Santa Fe, pertenece a la compañía manufacturera de papeles y cartones (CMPC), esta industria está enfocada a la producción de celulosa Kraft y emplea como materia prima *Eucaliptus nitens* y *globulus*. Su producción anual alcanza las 1500 ADT/año, equivalente el 60% de la producción de CMPC, se posiciona como la industria con mayor producción a nivel país. Esta empresa está ubicada en la comuna de Nacimiento y comenzó su operación el año 1991 con la Línea 1 (L1), el año 2006 agregó la Línea 2 (L2). El consumo actual de agua por tonelada de celulosa es de 43,4 m³/ton. La planta de tratamiento fue diseñada para tratar un caudal de 138.240 m³/d. el tratamiento secundario de planta Santa Fe está compuesto por 2 reactores MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) y un reactor de lodo activado (Activated Sludge Treatment (AST)), los cuales operan actualmente en serie, a esta configuración de reactores se le conoce como Biofilm Activate-Sludge (BAS), su principal ventaja es que resiste mejor las variaciones tanto de carga orgánica como pH y temperatura. La principal función del tratamiento secundario es eliminar materia orgánica contenida en los efluentes que provienen del proceso productivo y los efluentes de tipo domiciliario generados en planta. La principales mediciones son materia orgánica, que es medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) como medida indirecta de fibra.

Este trabajo busco caracterizar condiciones de operación, y en base a estas determinar cuáles eran las variables más influyentes en la remoción de materia orgánica y detectar falencias de la operación del proceso, considerando el manejo de una serie de aspectos, que están relacionados con el conocimiento de las características de los influentes que ingresan al tratamiento y que están estrechamente vinculados con las materias primas y las etapas de operación del proceso de celulosa Kraft. Otro aspecto importante del tratamiento biológico es conocer el comportamiento de la biomasa presente en cada uno de los reactores y como se comporta frente al influente suministrado, para esta caracterización se utilizo la técnica de la Respirimetría, donde se evaluara la actividad de la biomasa presente en los reactores y se realizaran observaciones de la microbiología presente a través de microscópio.

Finalmente se obtuvo los valores típicos con los cuales la planta de tratamiento operó desde Enero a Mayo del 2013, tanto para el influente como para las características de su efluente descargo al rio Biobío. Los valores obtenidos para la eficiencia de eliminación de DQO filtrada arroja valores que van entre un 60 a 80% de eliminación, siendo el principal

determinante de una buena remoción de materia orgánica la temperatura del influente. En cuanto a la descarga se pudo determinar variaciones entre los valores de DQO medidos en el ultimo reactor y las mediciones realizadas en el canal parchall (descarga al rio), siendo en ocasiones este ultimo mayor, esto se debe principalmente a dos factores 1 operacional y otro de la microbiología, en cuanto al operacional se puede decir que en el balance global de materia se genera un acumulación continua en los clarificadores, esto por buscar mantener una edad de lodos entre 12 y 15 días. En cuanto a los problemas de la microbiología se encuentra que la formación de flóculos es dispersa o con exceso de organismos filamentosos, generando un lodo con características pobres de decantación. Como resultado final se obtiene un aumento del volumen de mantos de lodo en el clarificador, perdiendo parte de biomasa en el efluente clarificado, la cual aumenta el valor de la DQO de salida

Finalmente es fundamental entender el tratamiento como una etapa más e integrada (no de punto final) a la producción de celulosa Kraft, para que sea operada con responsabilidad e información compartida, con el resto de las Unidades de Operación dentro de la Planta, para ello en este trabajo se estimaran condiciones promedio de operación y de las características de los afluentes que ingresan al tratamiento, durante un periodo de 5 meses desde Enero a Mayo del 2013.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	I
1 INTRODUCCION	1
1.1 ÁREA DE ESTUDIO	2
1.2 PROCESO PRODUCTIVO	3
1.2.1 <i>Descripción del proceso de celulosa Kraft</i>	3
1.2.2 <i>Residuos Industriales Líquidos (Riles)</i>	4
1.3 NORMATIVA VIGENTE.....	6
1.4 TECNOLOGÍAS UTILIZADAS EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES	6
1.4.1 <i>Lodos activados</i>	8
1.4.2 <i>Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)</i>	8
1.5 TRATAMIENTO SECUNDARIO DEL EFLUENTE EN CMPC PLANTA SANTA FE	10
1.6 PARÁMETROS DE CONTROL	12
1.6.1 <i>Balance de materia</i>	12
1.6.2 <i>Microorganismos</i>	13
1.6.3 <i>Parámetros operacionales</i>	17
1.6.4 <i>Caracterización de la biomasa</i>	20
1.7 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS	21
2 OBJETIVOS	24
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	24
2.1.1 <i>Objetivos específicos</i>	24
3 METODOLOGIA	24
3.1 TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES.....	24
3.2 ACTIVIDAD DE LA BIOMASA	25
3.2.1 <i>Cuantificación de la biomasa</i>	26
3.3 CARACTERIZACIÓN DE BIOMASA PRESENTE EN LOS REACTORES.....	28
3.4 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y OPERACIONALES.....	28
4 RESULTADOS Y DISCUSION	30
4.1 CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	30

4.2	PARÁMETROS OPERACIONALES.....	35
4.3	EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN.....	42
4.4	CUMPLIMIENTO NORMATIVO.....	48
4.5	ACTIVIDAD DE LA BIOMASA.....	50
4.5.1	<i>Biomasa disponible</i>	51
4.5.2	<i>Caracterización de biomasa presente en los reactores</i>	54
4.6	BALANCE DE MASA.....	57
	CONCLUSIONES.....	59
	RECOMENDACIÓN:.....	59
5	REFERENCIAS.....	60
6.1	ÍNDICE DE FIGURAS.....	65
6.2	ÍNDICE DE TABLAS.....	66
7	ANEXOS.....	67

1 INTRODUCCION

La industria forestal es uno de los rubros más importantes a nivel mundial, principalmente por el crecimiento que ha tenido en respuesta a una alta demanda, impulsada por el crecimiento sostenido de la economía global. En Chile, las condiciones de clima, suelo y pluviometría resultan favorables al desarrollo de variadas especies arbóreas, que unidas al esfuerzo de los sectores públicos y privados, han permitido en las últimas 3 décadas, la creación de una considerable masa forestal en la zona sur del país (Chamorro, 2011). Donde la cantidad de hectáreas plantadas llegan aproximadamente a las 2,3 millones, siendo la región del Biobío la de mayor aporte, con un total de 880.000 ha. plantadas. Dentro de este rubro, la producción de celulosa Kraft blanqueada, representa un gran desarrollo, alcanzando una notable competitividad en el ámbito internacional. Alrededor del 35% de la producción forestal chilena se emplea en la industria de celulosa, con una producción de 4,79 millones de toneladas de pulpa anual, para el año 2010 (Chiang *et al.*, 2010; CORMA, 2013).

En Chile, la industria de celulosa, está liderada por dos grandes empresas, una de ellas es la Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones (CMPC, 2012), la cual se compone de 3 industrias de celulosa de un total 9 a nivel país, estas industrias están localizadas entre la Región del Biobío (VIII) y la Araucanía (IX) con una producción nacional de 2.350.000 ADT/año. En general, la industria de celulosa Kraft ha tenido importantes progresos respecto a su desempeño ambiental. La principal estrategia implementada por esta industria, respecto a la emisión de compuestos a través de vertidos líquidos, ha sido el cambio tecnológico en sus procesos, principalmente en las etapas de digestión y blanqueo. Como consecuencia de lo anterior, ha sido posible incorporar medidas relacionadas con la disminución del uso del agua y otros en estudio/evaluación, como posible recirculación y cierre de circuito. La incorporación de sistemas de tratamiento primario y secundario, ha sido importante para la eliminación de sólidos suspendidos y de carga orgánica principalmente. Sin embargo, desde el punto de

vista de efluentes aún existen problemas con la emisión de compuestos específicos, color y nutrientes (Xavier y Vidal, 2003).

1.1 Área de estudio

CMPC Celulosa Planta Santa Fe está ubicada en la Región del Biobío (VIII), provincia del Biobío, en la ciudad de Nacimiento, a 35 km de la capital provincial. Empezó su funcionamiento el año 1991, con la Línea 1 la cual llegó a producir hasta 360 ton/año de celulosa y el año 2006 se sumó la Línea 2, cuya capacidad de producción es de 1.150.000 ton/año, alcanzando una producción total de 1.550.000 ton/año (RCA; 2010). Además del aumento de producción en la línea 2 se incluyeron importantes cambios tecnológicos orientados a producir celulosa libre de cloro elemental (ECF), mayor uso de *Eucalyptus nitens* (uso exclusivo de *Eucalyptus*). El proyecto de línea 2 incluyó la construcción de una planta de tratamiento secundario para sus efluentes, que complementarían el tratamiento primario ya existente (

Figura 1).



Figura 1: Imagen aérea del tratamiento de efluentes.

1.2 Proceso productivo

1.2.1 Descripción del proceso de celulosa Kraft

A continuación se describe el proceso productivo de la celulosa Kraft de fibra corta con blanqueo Elemental Chlorine Free (ECF), que se realiza en Planta Santa Fe.

- **Fase de preparación de la madera: descortezado y astillado.** La fabricación de celulosa se realiza sobre la base de las siguientes materias primas: trozas de madera, astillas de aserradero y otros residuos de madera aserrable. El proceso productivo de la celulosa se inicia con la entrada a los descortezadores y luego con el proceso de astillado.

- **Fase de digestión.** Las astillas son sometidas en una tolva a un proceso que busca impregnarlas con vapor de agua para eliminar su contenido de aire. Posteriormente, entran en un vaso impregnador de alta presión. En esta etapa, comienza a agregarse el licor blanco a las astillas dando origen a una mezcla que ingresa al digestor continuo. El licor blanco corresponde a una solución alcalina basada en hidróxido de sodio (NaOH) y sulfito de sodio (Na₂S). El digestor continuo es la unidad dentro del cual las astillas son sometidas a cocción con el licor blanco a altas temperaturas y presiones. La función de la cocción consiste en liberar las fibras de celulosa contenidas en las astillas, mediante la disolución de la lignina que las mantiene unidas. A medida que la mezcla de astillas va descendiendo en el digestor las astillas se van transformando en una pasta compuesta por fibras de celulosa, lignina y licor de cocción. Una parte importante de la lignina se retira disuelta en líquido de cocción, denominado normalmente como licor negro, que no es otra cosa que la mezcla entre licor blanco y lignina disuelta.

- **Clasificación y Lavado.** En esta fase, la pasta sigue algunas etapas de lavado que permiten eliminar los restos de licor negro, pasando después a un proceso de clasificación para separar las astillas que no alcanzaron una cocción completa y que son devueltas al digestor continuo. Posteriormente, las fibras entran a diversas etapas de clasificación y lavado, con lo que se obtiene como producto la

celulosa Kraft sin blanquear que es de color café, debido a que aún posee altos niveles de lignina.

- **Blanqueo.** La etapa de blanqueo consiste en eliminar el remanente de lignina contenida en la pasta mediante la adición de productos químicos, tales como dióxido de cloro, oxígeno e hidróxido de sodio. El proceso considera una etapa previa de deslignificación con oxígeno que reduce sustancialmente el consumo de químicos de blanqueo. La etapa de blanqueo es la que genera la mayor proporción de los residuos líquidos del proceso productivo. La evolución de las tecnologías de blanqueo ha estado dirigida en gran parte por disminuir la cantidad y toxicidad de los residuos generados.

Como toda actividad industrial, la producción de celulosa no está exenta de generar residuos, los cuales según su naturaleza pueden ser dispuestos en el suelo o descargados a la atmósfera y/o cuerpos de agua.

1.2.2 Residuos Industriales Líquidos (Riles)

En Chile, la demanda de agua de la industria de la celulosa equivale a alrededor de un 30% de la demanda hídrica de naturaleza industrial. Entre 1996 y 2002, la industria de la celulosa ha aumentado más de cuatro veces la cantidad total de derechos de aprovechamiento de recursos hídricos, lo que le faculta extraer agua de cursos y cuerpos de agua. Por otro lado, los consumos de agua por tonelada de celulosa producida han disminuido con el pasar del tiempo, en el año 1980 se consumían aproximadamente 130 m³ por tonelada, cantidad que actualmente está alrededor de 40 m³ /ton (Peña *et al.*, 2004). En CMPC la reducción del consumo de agua va de 57,7 m³/ton el año 2004 a 43,4 m³/ton para el año 2012 (CMPC, 2012).

La Tabla 1 muestra los valores típicos de concentración de algunos parámetros en los efluentes de celulosa Kraft.

Tabla 1: Valores típicos de compuestos presentes en los efluentes de celulosa Kraft.

Parámetro	Unidad	Rango		Referencia
Influyente	(mg/L)	532,8	1900	1-4-5
Color (440nm, pH9)	abs	-3,2	- 3,3	1-2
DBO5	(mg/L)	34,0	- 93,5	1-2-3
DQO	(mg/L)	50,1	- 213,7	1-2-3
Fenoles totales UV (215 nm)	(mg/L)	4,2	- 204,2	1-2-3
Fósforo total	(mg/L)	0,8	-	1-3
Lignina (UV 280 nm)	abs	6,7	- 8,5	1
Nitrógeno total	(mg/L)	1,7	-	1-3
pH		7,1	- 7,4	1-2-3

Fuente: 1: (Chamorro *et al.*, 2010); 2: (Chamorro *et al.*, 2010); 3: (López *et al.* 2011); 4: (Belmonte *et al.*, 2006); 5: (Chamorro *et al.*, 2005).

Los efluentes líquidos son de las principales preocupaciones ambientales en la producción de celulosa. Los residuos líquidos que provienen del proceso productivo de celulosa Kraft, contienen compuestos orgánicos disueltos que estaban presentes en la madera, compuestos orgánicos que se forman en las reacciones con los reactivos de blanqueo y pulpaje, reactivos y otros materiales que se pierden durante el proceso productivo. Algunos de compuestos orgánicos que se disuelven desde la madera son: carbohidratos, compuestos fenólicos, derivados de la lignina, ácidos resínicos y ácidos grasos. Como resultado de las reacciones químicas se forman compuestos organoclorados, mercaptanos y otros compuestos orgánicos semi oxidados, mientras que algunos de los principales reactivos que derivan hacia los efluentes son por ejemplo, reactivos inorgánicos como hidróxido de sodio, sulfatos, cloratos y agentes floculantes (Xavier y Vidal, 2003; CEPAL, 2007).

Como parte del proceso productivo debe considerarse el tratamiento de estos Riles, con el fin de lograr los estándares de emisión exigidos por las normas ambientales.

1.3 Normativa vigente

La función del Tratamiento Secundario es depurar los efluentes provenientes del proceso de Celulosa de Planta Santa Fe, para lo cual se utilizan procesos de tratamiento físico, químico y biológico, para eliminar los compuestos de desecho en forma segura, eficiente y económica, logrando una descarga que cumple con las disposiciones de la legislación vigente. Siendo aplicable para Planta Santa Fe Tabla 2 del DS 90/2006, RCA 066/2004, RCA 039/2010 y Resolución SISS 798-2010.

1.4 Tecnologías utilizadas en el tratamiento de efluentes

Existen 3 tipos de tecnologías para tratar efluentes, que son las siguientes: a) Tratamiento Primario, consiste en un tratamiento físico que busca separar partículas de mayor tamaño mediante gravedad; b) Tratamiento Secundario, consiste en un tratamiento biológico, donde se elimina principalmente la materia orgánica, sólidos y también nutrientes presentes en el influente, debido a la acción de los microorganismos; c) Tratamiento Terciario, consiste en un tratamiento fisicoquímico que busca eliminar compuestos específicos (Metcalf y Eddy, 1995, Ramalho,2003), siendo este último tratamiento no necesario en Planta Santa Fe.

En cuanto al Tratamiento Secundario, este se puede subdividir, según las características de los microorganismos empleados; en tratamiento aeróbico y anaeróbico. El tratamiento aerobio consiste en utilizar poblaciones heterogéneas de microorganismos, los cuales se alimentan de la materia orgánica y nutrientes contenidos en el agua residual, generando CO₂, agua y lodo de desecho (nuevos organismos). El tratamiento anaerobio utiliza un consorcio de bacterias, las cuales transforman la materia orgánica en gases como CH₄ y CO₂ (Metcalf y Eddy, 2003). En Chile la tecnología más utilizada es el tratamiento biológico aeróbico, equivalente a un 61% de las plantas de tratamiento, siendo la tecnología de Lodos

Activados la más usada (Barañao y Tapia, 2004) Ejemplo de esto se muestra en la Tabla 2, sobre lo tratamientos empleados en la industria de celulosa Kraft.

Tabla 2. Plantas de celulosa Kraft operantes en Chile: Tipo de proceso y tratamiento.

Planta	Empresa	Proceso	Tipo de Celulosa	Producción (miles ton/año)	Tratamientos de efluentes
Constitución	CELCO	Kraft/SB	UKP	350	TP:CL; TS: LA
Laja	CMPC	Kraft/ECF	BSKP-UKP	340	TP:CL;TS:MBBR+LO
Arauco I	CELCO	Kraft/ECF	BSKP-BEKP	260	TP:CL; TS: LA
Santa Fe	CMPC	Kraft/ECF	BEKP	1160	TP:CL;TS:MBBR+LO
Pacifico	CMPC	Kraft/ECF	BSKP	500	TP:CL; TS: MBBR
Arauco II	CELCO	Kraft/ECf	BSKP-BEKP	495	TP:CL; TS: LA
Licancel	CELCO	Kraft/ECF	BSKP	145	TP:CL; TS: LA
Valdivia	CELCO	Kraft/ECF	BSKP-BEKP	685	TP:CL;TS:LO;TT:DAF
Nueva Aldea	CELCO	Kraft/ECF	BSKP-BEKP	856	TP:CL;TS:LO;TT:DAF

Fuente: (Vidal *et al.*, 2007; Chiang *et al.*, 2010). SB: Sin Blanqueo; ECF: Elementary Chlorine Free; TP: Tratamiento Primario; CL: Clarificador gravitacional; TS: Tratamiento Secundario; LO: Lodos Activados; LA: Lagunas Aireadas; MBBR: Movil Bed Biofilm Reactor; TT: Tratamiento Terciario; DAF: Flotación por aire disuelto; UKP: Unbleached Kraft Pulp; BSKP: Bleached Softwood Kraft Pulp; BEKP: Bleached Eucalyptus Kraft Pulp.

1.4.1 Lodos activados

Es el tratamiento biológico de biomasa libre o suspendida, utiliza microorganismos para eliminar principalmente los sólidos suspendidos y la materia orgánica. En este proceso, el crecimiento de los microorganismos convierte la materia orgánica en nuevo material celular, formando flóculos que son susceptibles a precipitar en la etapa de clarificación, dejando un efluente relativamente limpio, libre de materia orgánica y sólidos (Metcalf y Eddy, 2003). En el proceso de lodos activos básico se identifican cuatro partes principales: a) tanque de aireación (reactor biológico), b) tanque de sedimentación (sedimentador o clarificador secundario), c) recirculación de lodo, y d) remoción de lodo de desecho o purga (Von Sperling, 2007). Estos reactores biológicos son diseñados y operados sobre tres principios (Vera, 2012): a) tiempo en que permanece el influente en el reactor, representada por el parámetro operativo Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), b) cantidad y tiempo en que la biomasa es mantenida en el sistema, siendo la cantidad, representada por el parámetro operativo concentración de sólidos suspendidos volátiles en el reactor “Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS)”, y el tiempo, por el parámetro operativo, edad del lodo, y c) cantidad de materia orgánica aplicada al sistema, representada por los parámetros operativos, Carga Orgánica Volumétrica (COV) y relación Alimento – Microorganismos (F/M). Una parte importante de lodo debe ser recirculada al reactor para mantener una biomasa constante, la otra es retirada como lodo de desecho, el cual equivale a la materia orgánica que ha sido removida por el tratamiento. Las deficiencias de éste tipo de tecnología es que requiere de aireación continua, lo que aumenta los costos. A su vez no elimina los compuestos recalcitrantes (no biodegradables) que también aportan a la DQO total del efluente, incluye este grupo los compuestos lignínicos de alto peso molecular (Diez et al., 2002; Xavier y Vidal, 2003).

1.4.2 Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

Se denomina biopelículas al crecimiento de microorganismos adheridos a superficies. En el reactor biológico de lecho móvil (Moving Bed Biofilm Reactor

(MBBR)), los microorganismos forman comunidades que crecen adheridas a la superficies de soportes plásticos (carriers), estos soportes tienen una gran área superficial donde se adhiere la biomasa, presentando una alta concentración de biomasa en el carrier. Este fenómeno permite al sistema tener una alta concentración de microorganismos en un menor volumen, es decir, permite aumentar las eficiencias de eliminación al tener un gran número de microorganismos en un volumen pequeño (Ødegaard *et al.*, 2006). Por otro lado, los carriers permiten proteger la biopelícula que se encuentran en el soporte, aumentando aun más la estabilidad del sistema. Las biopelículas son más resistentes a las variaciones del medio y al ingreso de tóxicos, otra ventaja frente al sistema de lodos activados es que no necesita de recirculación de biomasa, logra mayor remoción de materia orgánica en tiempos de retención hidráulicos menores a 1 hora (Welander y Fasth, 2001; Ødegaard *et al.*, 2004, 2006), además de poder operar con cargas orgánica, más elevadas entre 2,49-2,99 KgDQO/m³d (Villamar *et al.*, 2009; Jarpa *et al.*, 2012)

La biopelícula es una comunidad microbiana sésil formadas por células que están irreversiblemente adheridas a una superficie, interface o unas a otras y embebidas en una matriz de sustancias extracelulares poliméricas producidas por ellas mismas, y que exhiben un fenotipo alterado con respecto a la velocidad de crecimiento y transcripción de genes (Costerton *et al.*, 1995; Lasa *et al.*, 2005).

Etapas en la formación de la biopelícula:

- Acondicionamiento de la superficie por adsorción de materia orgánica.
- Transporte de células y nutrientes al sitio de adherencia.
- Inicio del proceso de adhesión bacteriana, todavía reversible, por atracción electrostática.
- Crecimiento celular, colonización y adhesión irreversible (Figura 2)
- Alta actividad metabólica y liberación de células localizadas en la periferia.

Una biopelícula se mantiene unida a través de la excreción microbiana de diversas sustancias poliméricas extracelulares (EPS) que actúan como una matriz

gelatinosa que rodea las células. Se dice que las poblaciones adheridas asimilan de 2 a 5 veces más glucosa (sustrato) y presentan tasas de respiración más elevadas que las células en sistemas suspendidos (Morató y Delgado, 2004). Uno de los beneficios del sistema MBBR es también la suspensión individual, por lo que el reactor no es exclusivamente un biofilm o un sistema de suspensión de fase, sino más bien un híbrido (Ødegaard, 2000; Ødegaard *et al.*, 2006).

Particularmente, un sistema de biopelícula se diferencia de un sistema de biomasa libre, por una mayor presencia de hongos concentrados en la parte superficial de la película biológica. Especies como *Fusarium sp* y *Geotrichum sp* son las especies más comunes debido a su capacidad de adherirse fuertemente a superficies (Winkler, 1995). En cuanto a especies de interés especial como las filamentosas, en una biopelícula las especies más comunes son: *Zooglea sp*, *Sphaerotilus sp* y *Beggiatoa sp*, y cuya ventaja es que no producen “bulking”.



Figura 2: Biofilm Chip P, área superficial $900\text{m}^2/\text{m}^3$

1.5 Tratamiento secundario del efluente en CMPC Planta Santa Fe

Los efluentes que llegan a la planta de tratamiento están compuestos por efluentes del proceso productivo Kraft y también los efluentes de tipo domiciliario. En planta los efluentes se dividen según su contenido de sólidos en: efluentes de bajo sólido y efluentes de alto sólidos, siendo necesario para los últimos tratamientos primarios. La composición de los efluentes de tipo industrial es; celulosa, hemicelulosa, lignina, ácidos resínicos, fósforo, sulfato y otros (compuestos extractivos), este efluente es llamado efluente general y su principal

características es la gran cantidad de sólidos suspendidos. El efluente de bajo solido, corresponde al 40% del caudal entrante al tratamiento secundario y se mezcla con el efluente general en el tanque de neutralización. El efluente de bajo solido proviene de caldera recuperadora (línea 1 y 2), además de efluente alcalino y ácido de fibra (líneas 1 y 2) y el overflow, que corresponde a un efluente clarificado proveniente de las fosas sépticas. El pH del efluente de bajo solido puede variar entre 4 y 10, se mezcla con el efluente general y es ajustado en el tanque de neutralización, para posteriormente ser impulsado a las torres de enfriamiento, logrando bajar en 15°C la temperatura, evitando que el efluente entre con temperaturas mayores a 38°C. Debido a que el tratamiento secundario se basa en la utilización de organismos vivo, éstos requieren condiciones ambientales apropiadas para desarrollarse; por lo que necesitan una composición de influente específico, haciéndose necesario un ajuste y acondicionamiento previo para que el proceso sea eficiente y no dañe la biomasa (Metcalf y Eddy, 1995)

Esta planta fue diseñada originalmente para tratar un caudal de 138,240 m³/d con una carga de 38 t/d y 115 t/d para DBO₅ y DQO respectivamente, con una eficiencia de eliminación de entre un 50 a 60% para DBO₅ y de 30 a 40% para DQO. El diseño de la planta permite hacer distintos ajustes en cuanto a pH y oxígeno disuelto, en cuanto al diseño y las características del influente, este se considero para lograr una descarga de DQO equivalente a 275 mg/L, el año 2010 debido a la ampliación en la producción de celulosa (RCA 039/2010), se reajustaron algunos parámetros de salida, entre ellos la DQO (220 mg/L). Este ajuste en los valores de descarga y las características de diseño del tratamiento biológico, hacen necesario maximizar el rendimiento actual de remoción de materia orgánica, es por ello que este trabajo busca determinar las principales ineficiencias en el tratamiento, debido a que son factores de potenciales mejoras que permitirán, aumentar la eficiencia en la eliminación de materia orgánica. Por esta razón, es necesario volver a caracterizar y calcular el rendimiento real que

tiene hoy en día el tratamiento secundario. Para ello es importante conocer actividad específica de los microorganismos presentes en los reactores y en base a esto poder determinar posibles estrategias que mejoren la remoción de la materia orgánica, para permitir a la planta lograr la producción de diseño, sin el riesgo de generar problemas ambientales.

1.6 Parámetros de control

Los parámetros de control apuntan a mantener una composición constante del influente y asegurar el medio adecuado para no dañar la biomasa presente en los reactores. Los factores que pueden generar una alteración de la composición microbiana y a su vez alterar las eficiencias de eliminación del sistema son: temperatura, pH, homogenización, inhibidores, cantidad mínima de nutrientes, SSV en reactor AST, carga másica, tiempo de aireación y biodegradabilidad del efluente (Metcalf y Eddy, 1995; Ramalho, 2003).

1.6.1 Balance de materia

Otra variable de control del proceso de lodos activados es el balance de materia que se debe efectuar en el reactor de tipo continuo. El balance de materia orgánica involucra principalmente el consumo de materia orgánica realizado por los microorganismos, donde dicho fenómeno es el principal encargado de la disminución de DBO_5 y DQO en los efluentes de salida (Ramalho, 2003):

$$\text{Entrada} = \text{Salida}$$

$$AS_e = AS_0 - (dS/dt)V,$$

Donde: A : Caudal de alimentación

S_0 : : Sustrato (DQO) de alimentación

S_e : : Sustrato (DQO) del efluente y

$(dS/dt)V$: Velocidad a la que el sustrato se oxida en el reactor al volumen de éste y al tiempo de funcionamiento

Obteniéndose cuanto DQO se elimina o cuanta materia orgánica se degrada, puede establecerse una relación de eficiencia del reactor, ya que, teóricamente se

sabe que cada 100% de materia de orgánica que entra en el reactor (medida como DBO₅), se obtiene un 60% de síntesis celular, cuando las condiciones del medio y nutrientes son los adecuados (Ramalho, 2003).

Para mantener una concentración constante de MLVSS en el reactor en todo momento, es necesario purgar del sistema una masa de MLVSS (kg/d) igual a la producción neta (Metcalf y Eddy, 1995).

1.6.2 Microorganismos

La eliminación de materia orgánica, coagulación de sólidos coloidales se consigue debido a la acción de los microorganismos, principalmente bacterias (Tabla 3).

Para su adecuada producción y funcionamiento los organismos necesitan: energía, carbono (sustrato) y nutrientes como nitrógeno, fósforo, azufre, calcio, potasio, calcio y magnesio, para poder llevar a cabo una adecuada síntesis celular. La composición típica de una célula bacteriana es: C₆₀H₈₇O₂₃N₁₂P (Metcalf y Eddy, 1995). Las principales fuentes de carbono celular son la materia orgánica y dióxido de carbono. Los organismos que utilizan carbono orgánico para su formación son llamados heterótrofos y los que consumen dióxido de carbono son llamados autótrofos, proceso que además requiere de energía (Metcalf y Eddy, 1995).

Tabla 3: Clasificación general de los organismos según su fuente de energía y carbono.

Clasificación	Fuente de energía	Fuente de carbono
Autótrofos:		
- Fotoautótrofos	Luz	CO ₂
- Quimioautótrofos	Reacción de oxidación-reducción inorgánica	CO ₂
Heterótrofos:		
- Quimioheterótrofos	Reacción de oxidación-reducción orgánica	Carbono orgánico
- Fotoheterótrofos	luz	Carbono orgánico

Fuente: Metcalf y Eddy, 1995.

De la tabla anterior, destacan las bacterias Quimioheterótrofas, estas por su fuente de alimento realizan la mayor reducción de materia orgánica en el tratamiento secundario (Metcalf y Eddy, 1995).

En cuanto a los requerimientos del entorno de las bacterias, estas pueden desarrollarse en un amplio rango de condiciones de temperatura y pH, pero el rango de crecimiento óptimo es más acotado. En cuanto a la temperatura, valores por debajo de los óptimos son más perjudiciales para el crecimiento bacteriano, al verse disminuida la velocidad de las reacciones. Según el rango de temperatura en que se desarrollan las bacterias se pueden clasificar en; Psicofilas (10-30°C), Mesofilas (20-50°C) y Termofilas (35-75°C) (Metcalf y Eddy, 1995).

Organismos presentes en los reactores secundarios, corresponden en un 90-95% a bacterias, el resto corresponde otros organismos como protozoo, amebas, rotíferos y hongos (Ramalho, 2003).

Los hongos son organismos capaces de tolerar pH bajos con un rango que va de 2-9, además de un bajo requerimiento de nitrógeno y la capacidad de formar compuestos a partir de residuos sólidos, los convierten en un importante grupo para el tratamiento de aguas industriales. Son protistas heterótrofos, no fotosintéticos y multicelulares (Metcalf y Eddy, 1995).

Otros microorganismos presentes son los protozoos, los cuales son protistas móviles, generalmente unicelulares, y donde la mayoría son heterótrofos aerobios y obtienen su energía de las bacterias. Actúan como purificadores del sistema de tratamiento, consumiendo materia orgánica y bacterias. También están presentes los rotíferos, que son animales aerobios, heterótrofos y multicelulares. Su principal función es eliminar bacterias dispersas y floculadas y materia orgánica. Son indicadores de un proceso aerobio de purificación biológica muy eficiente (Metcalf y Eddy, 1995)

Estos microorganismos poseen diferentes preferencias o características, pudiendo relacionarse esto con parámetros operacionales como; la Carga Orgánica y los Tiempos de Retención Hidráulico (TRH). Donde bajo determinados valores, las

poblaciones microbiológicas que existen en el reactor se ven favorecidas como se muestra la Figura 3.

Las condiciones adecuadas para el desarrollo de los microorganismos son determinadas a través del conocimiento de las características del influente o mediante indicadores que determinan condiciones o comportamientos de la biomasa. El conocimiento detallado de las variables de proceso permite fijar algunas variables para un mayor control de la biomasa con la finalidad de obtener un efluente acorde a los esperados. Los parámetros de control característicos se describen en el siguiente ítem.

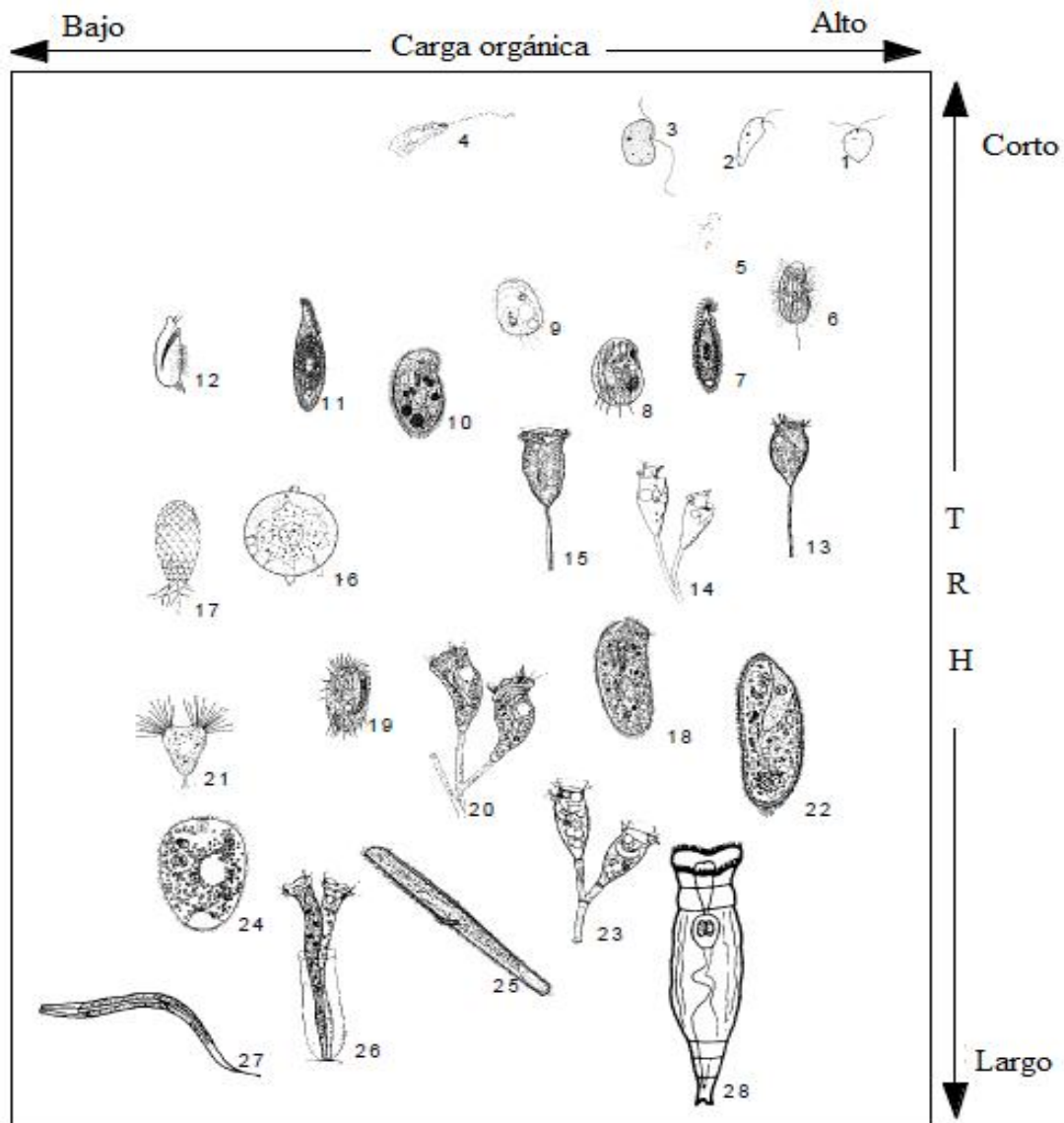


Figura 3: Relación entre carga orgánica, tiempo de retención hidráulico y microorganismos presentes en el tratamiento. 1-3 *Piccoli flagellati*; 4 *Grandi flagellati*; 5 *Amebe nude*; 6 *Uronema nigricans*; 7 *Acineria uncinata*; 8 *Aspidisca*; 9 *Cinetochilum margaritaceum*; 10 *Chilodonella*; 11 *Litonotus*; 12 *Trochilia minuta*; 13 *Vorticella microstoma*; 14 Opercularia; 15 *V. convallaria*; 16 *Arcella*; 17 *Euglypha*; 18 *Trithigmostoma*; 19 *Euplotes*; 20 *Carchesium*; 21 *Suttori*; 22 *Paramecium*; 23 *Epistylis*; 24 *Prorodon*; 25 *Spirostomum*; 26 *Vaginicola*; 27 *Nematodo*; 28 *Rotifero*.

1.6.3 Parámetros operacionales

pH: Concentración del ion hidrogeno (H^+), es un indicador de calidad del medio, que permite la adecuada proliferación y desarrollo de organismos. Constituye un factor clave en el crecimiento de los microorganismos. Mide la acidez y debe aproximarse a neutro la mayoría de las bacterias toleran niveles entre 4,0 a 9,5, siendo el óptimo de 6,5 a 7,5 (Ramalho, 2003; Romero, 2009).

Oxígeno Disuelto (OD): La existencia de oxígeno disuelto en las aguas de tratamiento es fundamental para la respiración de los microorganismos aerobios. Sin embargo, el oxígeno es poco soluble en agua cuya concentración máxima que puede alcanzar este gas en equilibrio y presión atmosférica, varía de 14,74 mg/L a 0°C hasta 7,03mg/L a 35°C. La solubilidad aparte de estar condicionada por la temperatura, también es limitada por la pureza del agua (presencia de sólidos, sales, etc.). Las reacciones bioquímicas que ocurren en el agua residual aumentan con la temperatura, pero tienden a bajar el OD (Metcalf y Eddy, 1995).

Figura 4 muestra la influencia de la temperatura y contenido de sales en la solubilidad del oxígeno, a presión atmosférica.

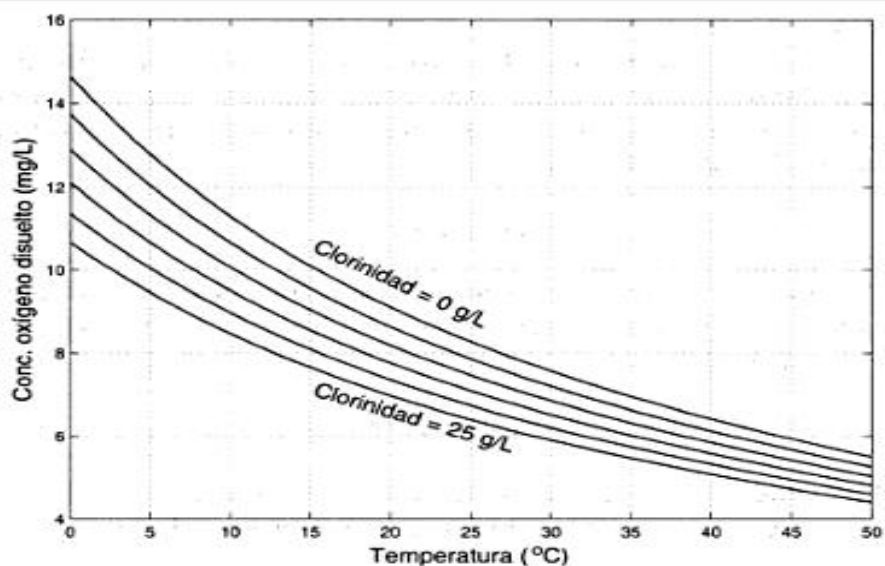


Figura 4. Efecto de la temperatura y salinidad en la solubilidad del oxígeno.

Fuente: Stanley y Manaham,(2007).

-Temperatura. La temperatura del efluente siempre es más elevada que el agua extraída, debido a los procesos generados en la industria. La importancia de la temperatura se debe a su influencia, tanto en el desarrollo de los microorganismos como sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción. Por ejemplo, la solubilidad del oxígeno baja a medida que la temperatura sube. El aumento en las velocidades de las reacciones químicas produce un aumento de la temperatura, combinado con la reducción del oxígeno, puede causar agotamiento de las concentraciones de oxígeno disuelto, hecho que se observa especialmente en los meses de verano. Se debe tener en cuenta que un cambio brusco de temperatura puede causar la mortalidad de gran parte de los microorganismos. Además, las altas temperaturas pueden dar origen a una indeseada proliferación de plantas acuáticas y hongos. (Metcalf y Eddy, 1995; Ramalho 2003).

El efecto de la temperatura sobre la velocidad de reacción de un proceso biológico se puede observar en la siguiente ecuación:

$$r_T = r_{20} \theta^{(T-20)}$$

Donde r_T : Velocidad de reacción a T °C

r_{20} : Velocidad de reacción a 20 °C

θ : Coeficiente de actividad-temperatura

T : Temperatura, en °C

La temperatura óptima para el desarrollo de los procesos microbiológicos ocurre entre los 25 y 35 °C, terminando los procesos aeróbicos a temperaturas sobre 50°C (Metcalf y Eddy, 2003), Condiciones óptimas de los lodos

Los lodos de los tratamientos secundarios deben encontrarse en condiciones óptimas para poder maximizar los procesos de depuración de los efluentes. Las principales relaciones usadas en el tratamiento secundario se describen a continuación:

- **Índice volumétrico de lodos (IVL)** Se define como el volumen en mililitros ocupado por 1g de sólidos en suspensión del licor mezclado (MLSS), expresado en peso seco, después de sedimentar durante 30 min en una probeta graduada de

1000 ml. Se utiliza como un indicador del correcto funcionamiento del proceso, ya que la adecuada formación de flóculos y su respectiva decantación en el clarificador secundario asegura un efluente limpio. Como falencia del método se menciona que este mide solo un punto de decantación del lodo, y no entrega característica de la velocidad con que decanta durante el intervalo de tiempo que dura el ensayo. La velocidad de sedimentación puede depender de; la edad del lodo, materiales atrapados en los flóculos y cantidad de organismos filamentosos (Torrescano, 2009), para plantas con configuración BAS el rango ideal está entre 40 a 120 ml/gSST (Welandar y Fasth, 2001).

- **Relación Alimento/ Microorganismos (F/M)** La importancia de ajustar esta relación mediante la recirculación de lodos es mantener la cantidad adecuada de microorganismos, para descomponer la materia orgánica del efluente, poco o demasiado alimento en el sistema puede causar problemas de sedimentación en el clarificador. Se ha descrito una relación óptima en aguas residuales que es: $6,0 > F/M > 0,3$ (F/M expresado como kg DBO₅ afluente/ MLVSS). Valores bajo 0,3 indican falta de alimento, los microorganismos se ven obligado a vivir bajo respiración endógena, generando un residuo compuesto por capsulas celulares ligeras, traduciéndose en un lodo con decantación pobre, debido al floculo disperso. A valores mayores a 0,6 el alimento es abundante, aumentando la presencia de microorganismos filamentosos. El lodo se vuelve inflado con bajas propiedades de decantación, proceso llamado 'bulking' (Ramalho, 2003).

Si el lodo se encuentra en el rango mencionado anteriormente, se considera que este tendrá buenas características de sedimentación, también llamado lodo floculante.

- **Tiempo medio de retención celular (TMRC) o edad del lodo** Esta relación hace referencia al tiempo promedio que los microorganismos permanecen en el proceso, dividido por la masa de organismos eliminados diariamente. Se calcula con la cantidad de sólidos (SSV o SST) dividido por la cantidad que sale del sistema. Cuanto menor sea la edad del lodo, mayor será la velocidad de

crecimiento específico, y al aumentar la edad del lodo se aumenta el número de especies que pueden interactuar entre sí, mejorando la capacidad de eliminar compuestos. El tiempo de retención celular es proporcional a la carga orgánica, con una carga orgánica baja aumenta la edad del lodo y al aumentar la carga orgánica se disminuye TMRC (Metcalf y Eddy, 1995; Martínez *et al.*, 2002).

1.6.4 Caracterización de la biomasa

La biomasa se puede caracterizar de acuerdo a la actividad que esta presenta en los reactores biológicos y también a través de observaciones microscópicas de organismos indicadores. En cuanto a la actividad de la biomasa, ésta se obtiene mediante el método de la Respirimetría, que consiste en la determinación e interpretación de la velocidad de consumo biológico de oxígeno bajo condiciones experimentales controladas, se puede obtener la actividad de la biomasa presente en los reactores. El consumo de oxígeno y el consumo del sustrato adicionado, está directamente relacionado con el crecimiento de la biomasa. En cuanto al sustrato este puede ser; sales de amonio, nitrito y acetato, determinando actividad amonio oxidante, nitrito oxidante y heterótrofa, esta última es la más importante en los reactores aeróbicos (Metcalf y Eddy, 1995). La Tabla 4 presenta valores promedio de la actividad específica de la biomasa en reactores de lodos activados.

Tabla 4. Actividad específica de la biomasa, reportada para distintos influentes

Tipo Efluente	Tratamiento	Actividad especifica gO ₂ /gSSV·d	Referencia
Curtiembre	Lodo activado	0,07 - 0,42	(Vidal <i>et al.</i> , 2004).
Papelera	Lodo activado	0,13	(Pozo <i>et al.</i> , 2011)
Celulosa Kraft	Lodo activado	0,17	

La Respirometría, permite estimar la actividad específica de la biomasa presente en los reactores biológicos. Esta técnica además puede ser usada como técnica para modelar y operar los procesos de lodos activados, también se usa para determinar constantes cinéticas y para estudiar el efecto de variables como la temperatura, pH y compuestos tóxicos sobre la actividad de la biomasa.

1.7 Parámetros fisicoquímicos

-Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Es el parámetro de contaminación orgánica más usado. La determinación de la DBO a los 5 días, mide el oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. el ensayo sirve entre otras cosas para: 1) Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente; 2) dimensionar las instalaciones de tratamiento secundario; 3) medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento, y 4) controlar el cumplimiento de las limitaciones a las que están sujetos los vertidos. Para obtener sus resultados, es necesario diluir la muestra en una solución específica y asegurando la disponibilidad de nutrientes y oxígeno durante el periodo de incubación. La principal limitación de este ensayo es el tiempo necesario para obtener un resultado (5 días) (Metcalf y Eddy, 1995),

-Demanda Química de Oxígeno (DQO). El ensayo de la DQO también es usado para medir el contenido de materia orgánica, pero a diferencia de la DBO₅, se emplea un agente químico fuertemente oxidante, en medio ácido para determinar la equivalencia con el oxígeno, de la materia que puede oxidarse. El ensayo se realiza a altas temperaturas, para facilitar la oxidación de compuestos orgánicos. La DQO del agua residual es mayor que su correspondiente DBO₅, debido a que los compuestos que se oxidan por la vía química son mayores a los oxidados por vía biológica. En algunos se puede establecer una relación de proporcionalidad de ambos valores, con lo que se obtiene un valor aproximado de DBO₅ en un menor tiempo. (Metcalf y Eddy, 1995).

-Nitrógeno. El nitrógeno es fundamental para un correcto funcionamiento del tratamiento biológico (Gapes *et al.*, 1999; Jarvinen, 1997). Recibe la designación de nutriente por ser un compuesto esencial para síntesis de proteínas. El nitrógeno puede encontrarse en las siguientes formas; nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal (NH_4^+) o nitrógeno oxidado (NO_2^- y NO_3^-). El nitrógeno orgánico está generalmente asociado a la materia en suspensión presente en las aguas residuales domesticas El nitrógeno orgánico se determina con el método Kjeldahl. Este consiste en hervir la muestra con el objeto de eliminar el amoníaco, para dar paso al proceso de digestión en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco. El nitrógeno Kjeldahl total se determina del mismo modo que el nitrógeno orgánico, con la diferencia de que no se elimina el amoníaco presente antes del proceso de digestión. Por lo tanto el nitrógeno Kjeldahl total incluye ambas formas de nitrógeno orgánico y amoniacal (Romero, 2009).

-Fósforo. El fósforo es esencial en el crecimiento de plantas y animales, el exceso de fósforo en el ambiente puede provocar crecimiento descontrolado de plantas. Es considerado como detonante de los procesos de eutrofización en los cuerpos de aguas, por ello existe gran interés en controlar la cantidad de fósforo que es vertido a las aguas residuales. Las formas más frecuentes en que se encuentra el fósforo son; ortofosfato, polifosfato y fosfatos orgánicos. Los ortofosfatos son los que se encuentran disponibles para el metabolismo biológico (Metcalf y Eddy, 1995).

-Sólidos. Característica física que incluye, la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Se puede subdividir en Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

-Sólidos Suspendidos Totales (SST). Analíticamente, se define como la materia que se obtiene de un volumen de muestra filtrada, después de ser secado a 103 - 105 °C. La fracción filtrable de los sólidos corresponde a sólidos coloidales y disueltos, que en total corresponden a partículas de materia de tamaños entre 0,001 y 1 micrómetro y moléculas orgánicas e inorgánicas, iones en disolución.

Debido a que no es posible eliminar la fracción coloidal por sedimentación, normalmente para eliminar la fracción coloidal es necesaria la oxidación biológica o la coagulación complementadas con la sedimentación (Romero, 2009).

-Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). Esta categoría corresponde a los sólidos de tipo orgánico, su medición se obtiene mediante la calcinación de la muestra de SST a 550 ± 50 °C. A esta temperatura, la fracción orgánica se oxidará y desaparecerá en forma de gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas, haciendo referencia a los componentes orgánicos e inorgánicos (o minerales) de los sólidos en suspensión. Se relaciona los SSV a los microorganismos presentes en el licor de mezcla (Ramalho, 2003).

-Olores. Los olores se deben a los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. El olor más característico es el debido a la presencia del sulfuro de hidrógeno que se produce al reducirse los sulfatos a sulfitos por acción de microorganismos anaerobios. Las aguas industriales pueden contener compuestos olorosos en sí mismos, o compuestos con tendencia a producir olores durante los diferentes procesos de tratamiento (Romero, 2009).

-Color. Es expresado en términos de absorvancia a una longitud de onda de 440 nm. Para permitir una mayor resonancia de los enlaces conjugados se lleva el pH a 9, aumentando el color aparente. Parte de la DQO corresponde a compuestos fenólicos totales, provenientes principalmente de los residuos de lignina que al polimerizar son el principal generador del color de los efluentes de celulosa (Pozo, 2009).

El presente estudio se enfocó en caracterizar la planta de tratamiento secundario, compuesta de dos reactores de tipo MBBR y uno del tipo AST, cuya configuración operativa es de circuito en serie. Esta configuración también recibe el nombre de Biofilm - Activate Sludge (BAS).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Generar una línea base del funcionamiento del tratamiento secundario de efluentes de CMPC Celulosa S.A. Planta Santa Fe.

2.1.1 Objetivos específicos

1. Determinar la eficiencia de DQO en el tratamiento de efluentes que ingresan a los reactores secundarios, mediante el análisis de parámetros físico- químicos.
2. Analizar el funcionamiento interno del sistema BAS (Biofilm - Activate Sludge), estudiando la condición de los microorganismos, a través de análisis de actividad respirométrica y físicos.
3. Realizar un balance de materia del sistema de tratamiento biológico.

3 METODOLOGIA

3.1 Tratamiento secundario de efluentes

Los efluentes que ingresan al tratamiento secundario en planta Santa Fe, están compuestos por los residuos industriales líquidos del proceso productivo y por los residuos líquidos de tipo domiciliario, El tratamiento secundario consta de 2 reactores del tipo MBBR y otro de biomasa libre AST, cuya configuración se presenta en la Figura 5.

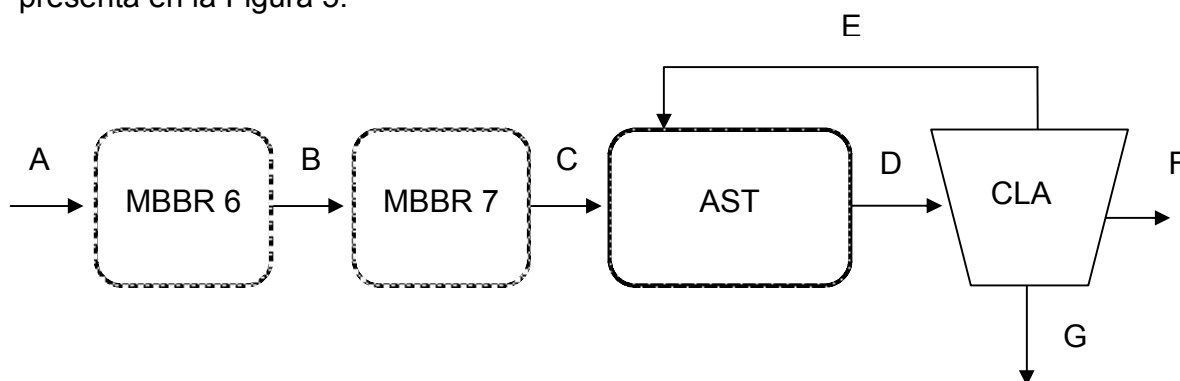


Figura 5. Descripción general de la configuración del sistema de tratamiento secundario de efluentes. Donde: corriente de entrada con ajuste de pH y T° (A); flujo de tratado en MBBR6 (B); Flujo tratado en MBBR7 (C); flujo tratado en AST; Recirculación (E); flujo a descargar en río Biobío (F); purga (G).

3.2 Actividad de la biomasa

La actividad de la biomasa se midió a través de análisis respirométricos, el cual consiste en medir en forma continua en un sistema cerrado el consumo de oxígeno por parte de una población determinada de microorganismos.

Se obtuvo una muestra del reactor AST. La muestra se conservó a temperatura ambiente y con aireación constante mediante difusores de aire. Se cuantifica la biomasa presente en la muestra a través de la técnica de SSV. El volumen de muestra seleccionado contenía una concentración de microorganismos, equivalentes a 1,5 gSSV/L. La biomasa obtenida fue lavada 2 veces con buffer fosfato, con la finalidad de eliminar el posible contenido de compuestos iónicos, que puedan llevar a un valor erróneo de lectura consumo de O₂, y luego fue aireada nuevamente por 30 minutos para mantener una concentración de oxígeno de 8-9 mg O₂/L. Los resultados para la actividad específica, relacionada al consumo de acetato (actividad heterotrófica) se realizó en un sistema de monitorización de oxígeno biológico (BOM, Modelo YSI 5300) y los resultados se leyeron en un respirograma como el presentado en la Figura 6. Este ensayo fue realizado en el laboratorio de ingeniería y biotecnología ambiental de la Universidad de Concepción, con muestras del reactor AST (flujo D), obtenidas los días 27 de Abril y 12 de Mayo del 2013, estos se leyeron por duplicado y se aceptó la primicia de que la actividad específica obtenida es la misma para todos los reactores, en un intervalo de un mes (Abril y Mayo).

La realización del análisis respirométrico se basó en el protocolo publicado de Mosquera *et al.*, 2005, modificada a 34°C y con mediciones cada 15 segundos.

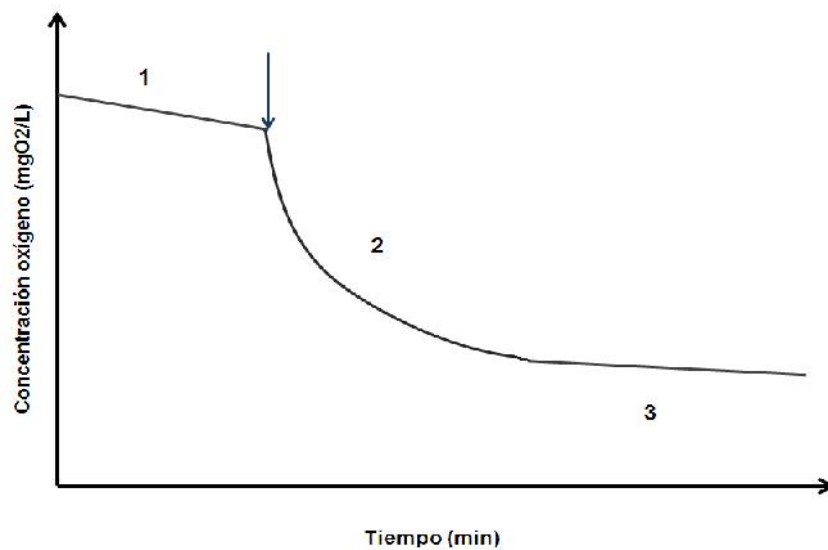


Figura 6. Respirograma. Donde; línea 1 y 3 representan la velocidad de consumo de oxígeno endógeno; la línea 2 representa la velocidad de consumo de oxígeno debido a la inyección del sustrato.

La actividad de la biomasa se obtiene considerando la pendiente obtenida en 2 (Figura 6), dividido por la biomasa presente en el ensayo.

$$\text{Actividad de la biomasa} = \frac{\text{Velocidad de consumo de oxígeno} \left(\frac{\text{mgO}_2}{\text{L min}} \right)}{\text{Concentración de la biomasa} \left(\text{mg} \frac{\text{SSV}}{\text{L}} \right)}$$

$$\text{Actividad Especifica} = \frac{0,128 \left(\text{mg} \frac{\text{O}_2}{\text{d}} \right)}{1,5 \text{ (gSSV)}} = 0,12 \left(\frac{\text{mgO}_2}{\text{d} \cdot \text{gSSV}} \right)$$

3.2.1 Cuantificación de la biomasa

La cuantificación de la biomasa se realizó mediante la técnica de sólidos volátiles (APHA, 1998) filtrando 200 ml de muestra, esto para el caso de los flujos B y C.

Para cuantificar la biomasa adherida a los carriers, se debe soltar la biomasa mediante ultrasonido, en el caso de estudio la biomasa no se desprendió, por lo que se necesito de un método alternativo para cuantificar la biomasa de los carriers, que consistió en secar un numero conocido de carriers en una bandeja de

aluminio dentro de estufa a 105 °C por un tiempo aproximado de 2 horas (Martínez *et al.*, 2002), obtenido el peso, se procedió a raspar cada carriers para soltar todo el material adherido a su estructura, el material obtenido se lleva a estufa y pesa nuevamente, para luego va a la mufla con 550°C durante 3 horas, obteniéndose los SSV adherido a los carriers.

Para la obtención del volumen que ocupa cada carriers, se hicieron 2 determinaciones: 1) cuando los carriers estaban llenos de biomasa; 2) cuando los carriers estaban limpios. En una probeta de 500ml se colocaron los carriers, llenándose con volumen conocido (agua Mili-q, en pipeta graduada) para leer el volumen total que es ocupado. Para el ensayo fueron utilizados un total de 85 carriers. La Figura 7 muestra alguna de las etapas de toma de muestra, caracterización de biomasa y carriers.



Figura 7: Donde; 1, Toma de muestras; 2, Carriers; 3, lavado; 4, mufla; 5, SSV; 6, Carrier limpio.

3.3 Caracterización de biomasa presente en los reactores

Se realizaron observaciones de la biomasa en suspensión y adherida a los carriers mediante microscopio óptico (fase/contrafase) acoplado a una cámara. Esto para evaluar la variación de poblaciones de rotíferos, protozoos, amebas y otros microorganismos indicadores, con ello conocer la diversidad y variación de estos frente a distintas condiciones operacionales de la planta de tratamiento, determinando una condición de salud del sistema en base a la heterogeneidad de microorganismos.

Las muestras se obtuvieron directamente de los reactores MBBR y AST, en un tacho de 1 litro, en el caso de los MBBR además este litro contenía al menos 10 carriers, los tachos se agitaron para obtener una mezcla característica de los microorganismos presente en los distintos reactores, luego se sacó una muestra de aproximadamente 0,1 ml para colocarla en el portaobjetos y ser observada.

3.4 Parámetros fisicoquímicos y operacionales

Planta Santa Fe cuenta con mediciones de parámetros fisicoquímicos y operacionales en sus distintas áreas, datos que pueden encontrarse en 2 tipos de plataformas: PI y SAGOP. PI es una plataforma, donde los datos mostrados son utilizados principalmente para la operación de los distintos procesos, se pueden encontrar tanto análisis de laboratorio como medidores en línea. SAGOP es una base de datos donde se registran los valores que obtienen los distintos laboratorios existentes en planta, además de los datos de laboratorios externos. Para el presente trabajo se recopilamos antecedentes de ambas plataformas, teniendo la precaución de que la técnica de análisis fuera la misma en los casos de variables medidas a lo largo del proceso, como por ejemplo la DQO. Para cada variable presentada se calcularon promedios diarios. Por lo tanto antes de descargar cada dato fue importante hacer un seguimiento a las variables analizadas, para conocer la procedencia, tipo de análisis (lugar y laboratorio, método de medición y código tag), para efectuar una correcta correlación de los

datos del proceso, es decir, que sea posible la comparación y seguimiento de las distintas variables, datos resumidos en la

Figura 8. Todos los datos recopilados fueron integrados una planilla Excel, siguiendo el orden de los flujos de la Figura 5.

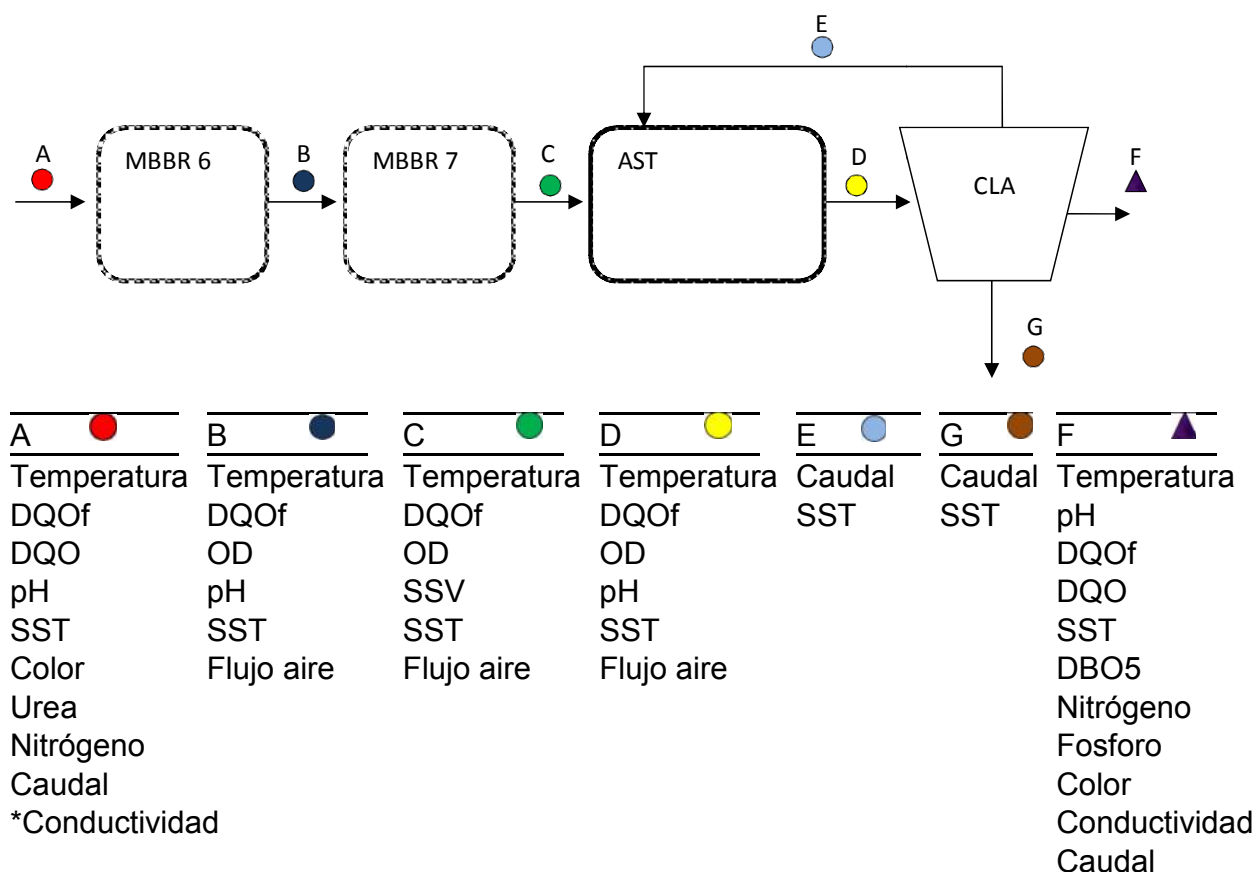
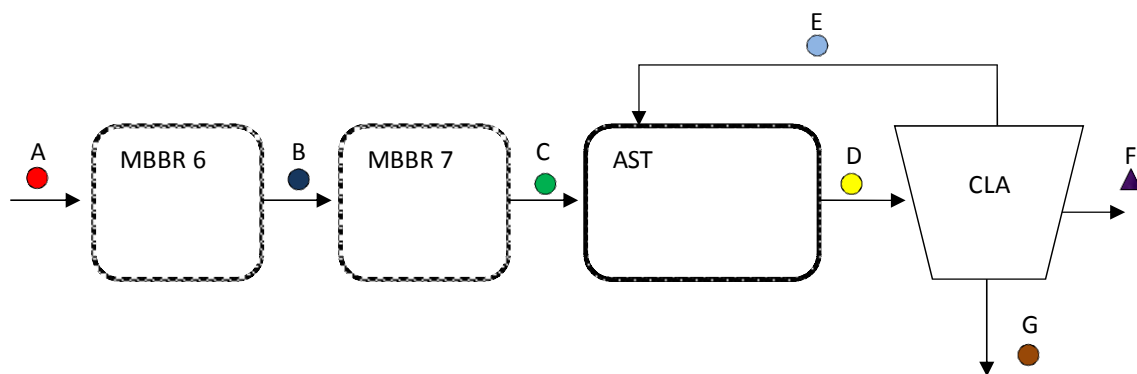


Figura 8. Puntos de muestreo en el tratamiento secundario

Cabe dejar en claro que los resultados mostrados más adelante se utilizó los valores de DQO registrados en el punto D de la método de medición y código tag), para efectuar una correcta correlación de los datos del proceso, es decir, que sea posible la comparación y seguimiento de las distintas variables, datos resumidos en la

Figura 8. Todos los datos recopilados fueron integrados una planilla Excel, siguiendo el orden de los flujos de la Figura 5.



A	B	C	D	E	G	F
Temperatura	Temperatura	Temperatura	Temperatura	Caudal	Caudal	Temperatura
DQOf	DQOf	DQOf	DQOf	SST	SST	pH
DQO	OD	OD	OD			DQOf
pH	pH	SSV	pH			DQO
SST	SST	SST	SST			SST
Color	Flujo aire	Flujo aire	Flujo aire			DBO5
Urea						Nitrógeno
Nitrógeno						Fosforo
Caudal						Color
*Conductividad						Conductividad
						Caudal

Figura 8, esto porque se busca detectar las posibles deficiencia de los reactores y teniendo en consideración que en una evaluación preliminar resultado ser la DQO en F mayor que en D, se puede inferir problemas en los clarificadores que no son objeto de este estudio. La única excepción es la caracterización del efluente de descarga donde se consideraron todos los valores en F (parchall).

-IVL: Se calculó el valor de IVL en los 3 reactores, a modo de verificar la baja generación de sólidos en MBBR. Para este ensayo se ocupó una probeta de vidrio de volumen 1 litro y se midió la decantación del lodo en un tiempo de 30 min, obteniendo con esto el volumen de lodo (VL), al dividir el VL por lo sólidos totales dentro del reactor AST se obtiene el IVL.

-DBO₅: Al no encontrarse un historial del análisis de DBO₅ para el influente, se realizaron 3 mediciones, con el fin de verificar si la relación actual DQO/DBO₅ es

válida para este influente y determinar si es necesario recalcularse dicha relación. El método de análisis consistió en tomar muestras a la entrada (flujo A) y también en la salida del MBBR 7 (flujo C), primero se midió la DQO filtrada de la muestra obtenida, a través de reactivos digestores Hatch (HD), después de 2 horas de digestión a temperatura de 150°C y leídos a longitud de onda 600nm se obtuvo el valor de DQO con el cual se determinó la alícuota a sembrar para el ensayo de la DBO₅. La DBO₅ fue medida por la metodología Winkler luego de 5 días de incubación a 20°C.

Para todas las pruebas estadísticas se utilizó un nivel de significancia de 0,05. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011).

4 RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Características fisicoquímicas

En la Tabla 5, se describen las características del influente a tratar y a continuación la

Tabla 6. Muestra la calidad del efluente de descarga al río Biobío,

Tabla 5. Características del influente a tratar, promedios y desviación estándar.

Variable	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo	
Caudal (m ³ /d)	131.680	±9153	129.802	±13.689	133.286	±3801	96.255	±28.169	13.2847	±3.223
T(°C)	37,8	±0,7	36,9	±1,5	37,2	±1,5	34,4	±2,19	36,6	±0,6
pH	7,0	±0,1	7,0	±0,2	7,1	±0,2	7,2	±0,3	7,0	±0,2
DQO (mg/L)	735	±134	742	±120,7	708	±97	479	±106,8	737	±84,7
DQO (kg/d)	96.684	±18341	96.548	±19.612	94.193	±11.812	51.838	±24.963	97.776	±10.033
SST(mg/L)	93	±15	102	±22	97	±16	103	±118	103	±17
SST (kg/d)	12.192	±2.104	13.236	±3146	12.862	±2.167	10.894	±14.604	13.628	±2.202
Color (uPtCo)	773	±105	907	±120	876	±115	826	±248	978	±133
Nitrógeno (mg/L)	9	±1,5	8	±3,7	9	±2,3	7	±7,9	10	±6,7
Nitrógeno (kg/d)	1.196	±214	1073	±506	1.183	±301	793	±1097	1291	±914
*Fósforo (mg/L)	2	±0,4	1	±0,2	2	±0,5	2	±0,3	2	±0,3
*Fósforo (kg/d)	255	±61	186	±30	254	±62	142	±54	230	±41

Tabla 6. Características del efluente a descargar al río Biobío, promedios y desviación estándar.

	Enero		Febrero		Marzo		Abril		Mayo	
Temperatura (°C)	37,8	±0,9	37,0	±1,0	37,1	±0,5	33,8	±2,2	36,3	±0,5
pH	7,4	±0,1	7,4	±0,1	7,7	±0,2	7,5	±0,2	7,3	±0,1
Conductividad	3.291	±804	2.608	±752	2.136	±184	1.863	±380	2.429	±234
Color (uPtCo)	402	±101	545	±221	462	±206	321	±81	428	±79
DBO (mg/L)	8,6	±4,0	18,2	±7,5	11,8	±2,9	4,8	±2,0	12,9	±1,7
DQO (kg/d)	24.001	±6.427	29.684	±6.441	27.680	±4.438	12.697	±6.603	26.522	±4.191
DQO (mg/L)	183	±53	227	±41	208	±37	119	±32	199	±35
SST (mg/L)	14,1	±3,5	24,5	±14,2	26,5	±31,6	31,6	±132,4	23,6	±7,6
SST (kg/d)	1.858	±489	3.146	±1.866	2.925	±2.419	725	±414	3.124	±1.001
Nitrógeno (mg/L)	2,5	±0,5	3,8	±2,1	3,0	±1,9	3,1	±4,3	2,1	±0,5
Nitrógeno (kg/d)	334	±71	481	±261	392	±238	255	±311	283	±66
Fósforo (mg/L)	1,0	±0,2	1,6	±0,6	1,3	±0,6	0,9	±1,2	1,6	±0,2
Fósforo (kg/d)	136	±28	204	±74	177	±73	3.370	±2.947	217	±23

Para el periodo estudiado (exceptuando Abril) la mayoría de las variables presentan promedios relativamente similares entre sí, pero con desviaciones que van desde el 10 al 70% con respecto a la media de la variable, estas variaciones tienen efecto inmediato en la microbiología del proceso, causando problemas al comportamiento normal de los microorganismos. Variaciones difíciles de controlar, ya que la planta de tratamiento debe ajustarse a cambios de calidad del efluente, que depende de las líneas operativas, la inestabilidad o problemas operacionales ocurridos en el proceso de celulosa Kraft.

Se observa en la Tabla 5 que los valores de carga de DQO fueron mayores en el mes de Mayo, con diferencias en carga de hasta 3,5 ton en relación a los otros meses (exceptuando Abril) y la menor carga de entrada se registro en Marzo con un valor medio de 94 ton, al corroborar estas diferencias con sus valores medidos en concentración, no siempre se refleja la mayor entrada de carga orgánica, por ejemplo para los valores de DQO, la mayor concentración se registro en Febrero con 742 mg/L. Con respecto a Mayo se puede decir que operacionalmente fue el mes más estable del periodo analizado, con variaciones del 10 a 18% con respecto a sus valores medios, excluyendo la variable nitrógeno, que presentó una variación de un 17 a un 67% con respecto a su media. Esta alta variación se da por el influente el cual varía continuamente y la dosificación de urea se ajusta semanalmente, ocurriendo altas variaciones en el nitrógeno total que entra al tratamiento.

Finalmente con respecto al mes de Mayo, es importante mencionar que la alta carga de DQO de entrada (97,7 ton/d), está directamente relacionada con el record de producción logrado durante dicho mes (primer mes del año). La mayor estabilidad del ingreso de materia orgánica fue observada durante este mes con desviaciones del 11%, sin duda esta condición de mayor estabilidad fue favorable para restablecer el adecuado funcionamiento de los microorganismos, sometidos a condiciones de estrés durante Parada General de Planta línea 2 (PGP), permitiendo al tratamiento ajustarse a las condiciones requeridas por planta.

En cuanto al mes de Abril destaca por presentar las mayores variaciones (de hasta 140%) para los valores de SST y nitrógeno, en general este mes presenta la mayor inestabilidad en cuanto a las distintas variables de entrada, con una variación mínima de un 22%. Esto se debe principalmente a labores de mantenimiento de la línea 2 y limpieza de clarificadores del tratamiento de efluentes, encontrándose operativa solo la línea 1 de producción (360 ton/d celulosa), todas actividades que corresponden al periodo de Parada General de Planta (PGP), por lo que la variación de valores como SST puede estar relacionado con maniobras de mantenimiento de los clarificadores primarios. Finalmente se entiende que los valores de Abril no son representativos de la operación normal del tratamiento secundario, por ello en este párrafo se excluye de las comparaciones.

En cuanto a las características del efluente (

Tabla 6), se puede ver que las menores descargas en cuanto a DQO y SST se dieron en el mes de Enero, con valores de 24 ton y 2 ton para DQO y SST respectivamente, cabe destacar que fue el segundo mes con mayor carga para DQO (96,6 ton/d) y la eficiencia de eliminación fue de 77%, se puede presumir tan buenos resultados debido a que el sistema venía con una buena condición, lo que permitió a tener una buena eficiencia en el tratamiento. Le sigue el mes de Mayo, con una carga de 26 ton/d y 3 ton/d para DQO y SST respectivamente. En cuanto a los meses con eficiencia de remoción bajo el 70% se encuentra Febrero y Marzo, destacando Marzo por ser el mes con menos carga de entrada (94,1 ton/d), pero con una remoción del 70% de DQO, Febrero logró una remoción de 68% pero con una carga de entrada de 96,5 ton/d, la menor eficiencia del mes de Marzo se debe principalmente a una disminución del flujo de recirculación (RAS), lo que conlleva una disminución de los microorganismos presente en el reactor AST, por ende menos capacidad de remover materia orgánica. Abril también tuvo una carga de entrada baja (52 ton/d) y a pesar de las de las distintas fluctuaciones

de las variables de control el tratamiento logro una remoción de 77%, posiblemente favorecido por las bajas temperaturas del flujo de entrada que promediaron 34°C para este mes, al menos 2°C por debajo del resto de los meses de estudio. En cuanto a la DBO₅ parámetro de fundamental en el tratamiento biológico, esta solo se mide a la salida del tratamiento (

Tabla 6), su límite de descarga es de 14 mg/L, en general la variable se mueve en un rango de 3 a 13 mg/L a excepción de mes de Febrero cuyo promedio fue de 18 mg/L denotando una vez más la baja eficiencia de este mes. En cuanto a los valores de color tanto a la entrada como a la salida del tratamiento este ingresa al tratamiento con valores de 820 a 978 uPtCo, siendo Abril el mes con valor más bajo y Mayo el más alto, en cuanto al valor a la salida este fluctúa entre 320 a 545 uPtCo, siendo nuevamente Abril el mes más bajo y Febrero el más alto, cabe destacar las desviaciones de esta variable, registrándose para el influente valores relativamente estables, con variaciones que van de 13 a 14% con respecto a su media, exceptuando Abril (30%), en tanto los valores de color a la salida registran altas fluctuaciones con desviaciones que van de 19 a 45% con respecto a sus valores medio, denotando factores en el proceso que limitan o favorecen la remoción de color (principalmente lignina), compuesto poco biodegradable.

4.2 Parámetros operacionales

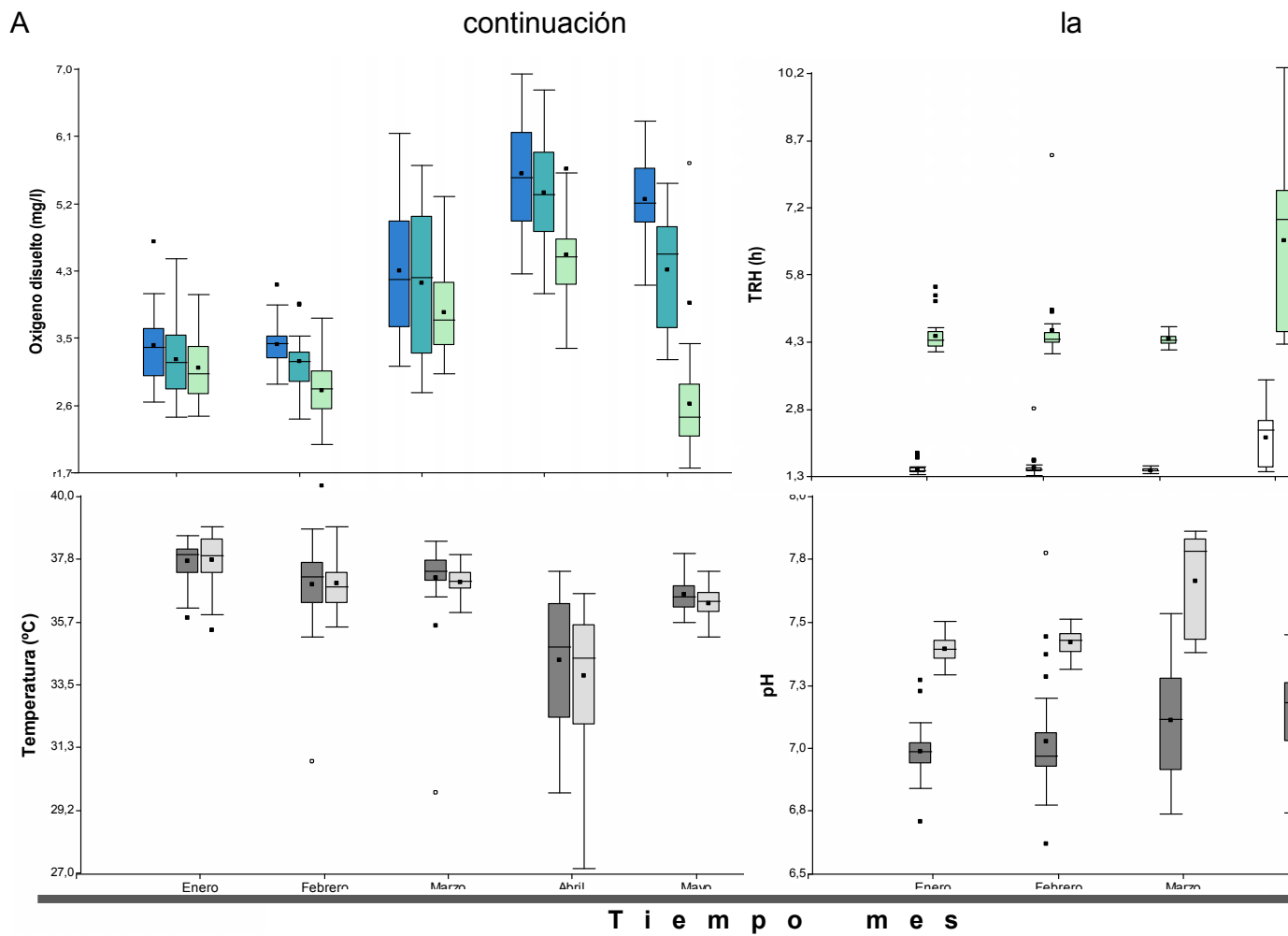


Figura 9 presenta los diferentes parámetros operacionales y el rango de operación en el tratamiento secundario de los efluentes, durante los meses de Enero a Mayo del 2013.

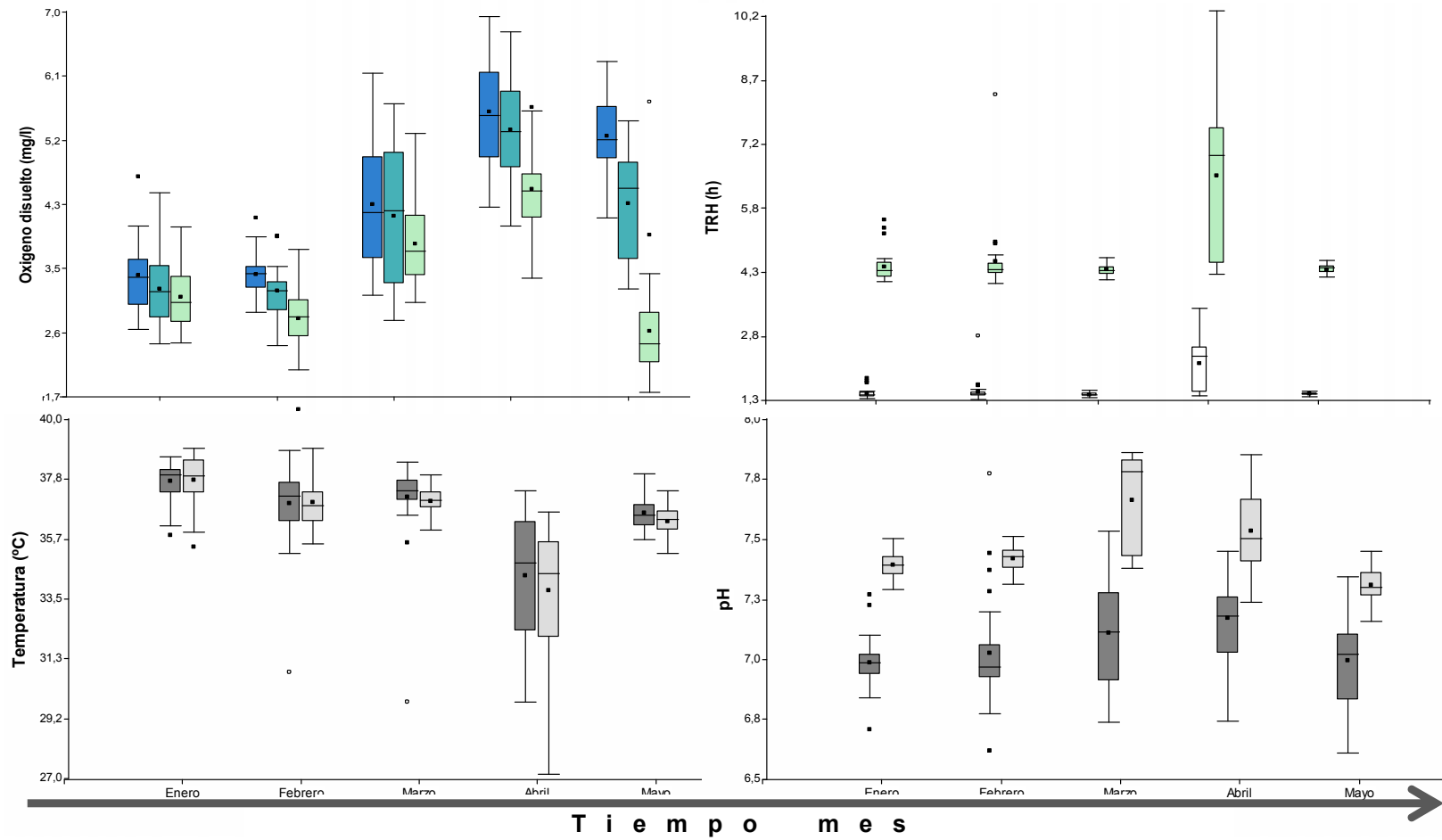


Figura 9. Parámetros operacionales: condición de entrada (■), condición de salida (■), condición en MBBR's (□), condición en MBBR6 (■), condición en MBBR7(■), condición en reactor AST(■)

Los parámetros operacionales, son variables que han sido ajustadas a un rango fijo de operación (según manual de operaciones), para conseguir un rendimiento adecuado según su diseño, por lo cual sus valores poco deberían cambiar, aunque en muchas ocasiones se presentan altas desviaciones, valores extremos y rangos de operación amplios, como en el caso de la temperatura. Se puede observar en los meses de Enero Febrero, Marzo y Mayo, elevados valores de temperatura que van de 36,6 a 37,8°C, es decir al menos 1,6°C sobre la temperatura de diseño. Con respecto a los 3 primeros meses del año la temperatura promedio supero los 37,2°C, llegando las máximas a 38,9°C, temperaturas que sin duda resultan críticas al considerar la influencia de esta variable en la disminución de la solubilidad del oxígeno, que a los 35°C alcanza una saturación máxima de 7 mg/L. La principal razón de estos valores se debe a condiciones ambientales como las altas temperaturas registradas en la zona durante el verano de 2013, llegando en reiteradas ocasiones a los 36°C, donde el promedio se mantuvo sobre los 27 °C (Estación meteorológica Santa Fe) e incluso la temperatura del río llegó a 27°C en la bocatoma. Esto, sumado a problemas en las torres de enfriamiento y el hecho de que al comprimir el aire para los reactores este se aumenta su temperatura, hace muy difícil mantener la temperatura bajo los 35°C especificados en el manual de Anox. En cuanto al OD sus valores fluctúan entre 3,4 a 5,3 (mg/L) en MBBR 6; 3,2 a 4,4 (mg/L) en MBBR 7 y 2,6 a 3,8 (mg/L) en AST. Enero y Febrero fueron los meses con los menores promedios de OD para los 3 reactores, coincidiendo con los meses con mayores temperaturas de entrada. Concluyéndose que el OD es inversamente proporcional al comportamiento de la temperatura, ejemplo de esto se muestra en el mes de Abril, donde los mayores valores de OD coinciden con la menor temperatura de entrada (34°C, la menor del periodo de estudio) y en los meses con mayor temperatura el OD fue notoriamente más bajo en todos los reactores.

En cuanto al pH, se aprecia un valor más alcalino para la condición de salida, cuyo promedio fluctúa entre 7,3 a 7,7, con un comportamiento menos variable que el

valor de entrada (0,7 a .2,6 %), en general esta observación es aplicable para todos los meses. Los valores de pH para el influente se encuentra entre 7,0 a 7,1 con variaciones que fluctúa entre 1,4 a 3,3 %, siendo Enero el mes con mejores características, un promedio de 7 y una desviación estándar de 0,1. Al revisar la operación de este parámetro, se encontró que para dicho mes, éste permaneció en control automático, a diferencia de otros meses donde la operación fue combinada o manual, concluyendo al respecto que el ajuste constante mejora la estabilidad del pH del influente. Si bien el pH se mantuvo dentro de lo recomendado para bacterias heterótrofas de 6,5-7,5 (Metcalf y Eddy, 1995), las variaciones observadas pueden inhibir la absorción de materia orgánica (Diez *et al.*, 2002). En un seguimiento de la variable en AST se registra un promedio algo más ácido (anexo 1), para luego aumentar su alcalinidad a la salida (F). Si bien los cambios son pequeños es sabido que las bacterias son muy sensibles a cambios de esta variable, siendo importante conocer las causas de las variaciones.

En cuanto al TRH, este parámetro depende de cuánto caudal este entrando al tratamiento, por lo que es difícil de manejar. Se observa un acotado rango de operación para ambos tipos de reactores, los valores van de 1,4 a 1,5 h en MBBR's y 2,3 a 2,5 h en AST. Destaca el mes de Enero y Febrero con el TRH más alto (4 h total), en el caso de Enero este buen resultado se debe principalmente a un menor caudal de recirculación al reactor AST, lo que permite al influente interactuar un mayor tiempo con los microorganismos presentes en el reactor. Febrero tuvo un caudal promedio de 5408 m³/d, 80 m³/d menos que Enero.

Finalmente el mes de Abril, cuyos resultados es conveniente comentarlos aparte del resto de los meses. La principal característica es su alto TRH con promedios de 2 a 4h, para MBBR's y AST respectivamente. La temperatura de entrada fue de 34°C, como ya se comentó fue la menor temperatura promedio del periodo analizado, coincidiendo también con los mayores valores de OD 5,6; 5,4 y 4,6 (mg/L) para MBBR 6 y 7 y AST, corroborándose la proporcionalidad inversa entre

temperatura y OD, mas aun si se considera que durante Abril la aireación de los reactores fue intermitente por los cambios de las parrillas de aireación.

Otra variable de gran importancia dentro del tratamiento secundario es la dosificación de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno por ser esenciales en el desarrollo y crecimiento de los microorganismos, en especial el nitrógeno base de la síntesis de proteínas (Metcalf y Eddy, 1995; Bitton, 2005), el comportamiento de esta relación está representado en la Figura 10.



Figura 10 Relación entre DBO₅:N y cómo influye en la de salida la apropiada dosificación de nitrógeno. Donde: Entrada DBO (◆); Salida DQO (●); N₂ disponible (●); N₂ teórico (---).

En la Figura 10 se seleccionaron 3 periodos donde la dosificación se aproximó a la ideal $\text{DBO}_5:\text{N}$, 100:5, estos periodos son; 8-11 de Enero, 9-11 de Febrero y 15-20 de Marzo, con eficiencias de eliminación promedio de 69; 48 y 59% respectivamente para cada periodo, pudiendo concluir con esto que no es posible establecer una relación de una adecuada de la dosificación de nutrientes con mejores resultados en la remoción de materia orgánica, como reportados en estudios de (Diez *et al.*, 2002), donde para la operación de un reactor con la relación 100:5:1, se obtuvo una mejor eliminación de DQO hasta un 40% (máxima).

Con respecto a la deficiencia de nutrientes se puede decir que esta afecta el crecimiento microbiano y cambia los perfiles de especies bacterianas presentes en el lodo, descritos por (Madigan *et al.*, 2003), en donde menciona que la concentración de nutrientes afectan la velocidad de crecimiento y la producción de microorganismos, es decir, con una dosificación inadecuada de nitrógeno (baja) limita la acción descomponedora de los microorganismos, tanto por la disminución del número organismos como por la velocidad con que estos consumen la materia orgánica. en el caso del fósforo su deficiencia favorece la formación de organismos filamentosos (Welander y Fasth., 2001). En contraparte cuando las condiciones de dosificación están en exceso es posible encontrar altos residuales de nitrógeno a la salida del sistema (Xavier y Vidal, 2003). Por lo tanto es necesario hacer un estudio mas acabado de las necesidades nutricionales de los reactores y cuál es la dosificación de nitrógeno optima para el tratamiento. También es importante considerar el aporte que pueden realizar bacterias fijadoras de nitrógeno (70% del aire inyectado), estas se ven favorecidas por condiciones de operación con buena mezcla, baja concentración de Oxígeno Disuelto, alta Carga Orgánica (en relación a la proporción de nitrógeno) (Jarvinen, 1996; Gapes *et al.*, 1999). Importante es conocer este potencial de fijación en el tratamiento utilizado, significando esto un ahorro para la compra de urea.

El efecto de la concentración de fósforo en el efluente no fue graficado por no existir historial en el punto de entrada al tratamiento. Con respecto al fósforo se puede decir que no existe adición de él, por ser parte de la madera (viene en efluentes de proceso). Sin embargo, la Tabla 5 muestra los valores registrados en el tratamiento primario (60% de caudal), presentando valores entre 0 a 1 de la relación $DBO_5:P$. De acuerdo a (Liu y Liss, 2007), donde se evaluó el impacto que genera la disminución de los niveles de fósforo durante el tratamiento biológico de efluentes de celulosa, desde una relación 100:5:1 a 100:5:0,1 se demostro que no existen efectos significativos en la eliminación de DQO, como también en el aumento de la concentración de SSV. Además en este estudio se evidencia que la menor dosificación de fósforo mejora la sedimentabilidad del lodo en condiciones de temperaturas bajas. Sin embargo, se ha evidenciado en otras publicaciones como (Slade *et al*, 2004) que trabajar con limitación de nutrientes puede ser peligroso debido a la relación con problemas de bulking del lodo y pobre decantacion de sólidos, como también disminución de la eficiencia de eliminación de materia orgánica. Se ha establecido que una relación $DBO_5:P$ menor a 100:0,2 es problemática para la correcta sedimentación de los lodos. Si bien la optimización de nutrientes puede lograr alta eliminación de materia orgánica sumado a los ahorros generados, esto se debe estudiar específicamente para cada industria. Estudios muestran relaciones optimizadas que difieren entre sí, por ejemplo; con dosificación 100:1:0,3 se obtuvo una remoción de hasta 87%, 10% más baja que la obtenida a 100:5:1 (Jarpa *et al.*, 2012), tanto otro estudio muestra una relación 100:1:0,2 que obtuvo similares eficiencias de eliminación (59%) a la ideal, 20% menos que la obtenida con la relación 100:5:1 (Pozo *et al.*, 2011). La principal diferencia entre ambos estudios es el tipo de reactor empleado, ya que el primero utilizó MBBR y el segundo Lodos Activado. Se puede concluir en base a esto, que un sistema MBBR puede lograr mayor eliminación de DQO a menor dosificación de nutrientes que un sistema de biomasa libre. En el caso de Planta Santa Fe, lograr estimar una dosificación correcta puede ser más complejo al estar

constituido el tratamiento por 2 tipos de reactores (BAS). Saber cuál es la correcta dosificación de nutriente de cada uno de los reactores mejora rápidamente las eficiencia de eliminación DQO y también asegura remover el máximo de sólidos suspendidos (Slade *et al.*, 2007).

4.3 Eficiencia de eliminación

La Figura 11 indica las eficiencias de eliminación y las cargas de salida para DQO durante el período de Enero a Mayo de 2013.

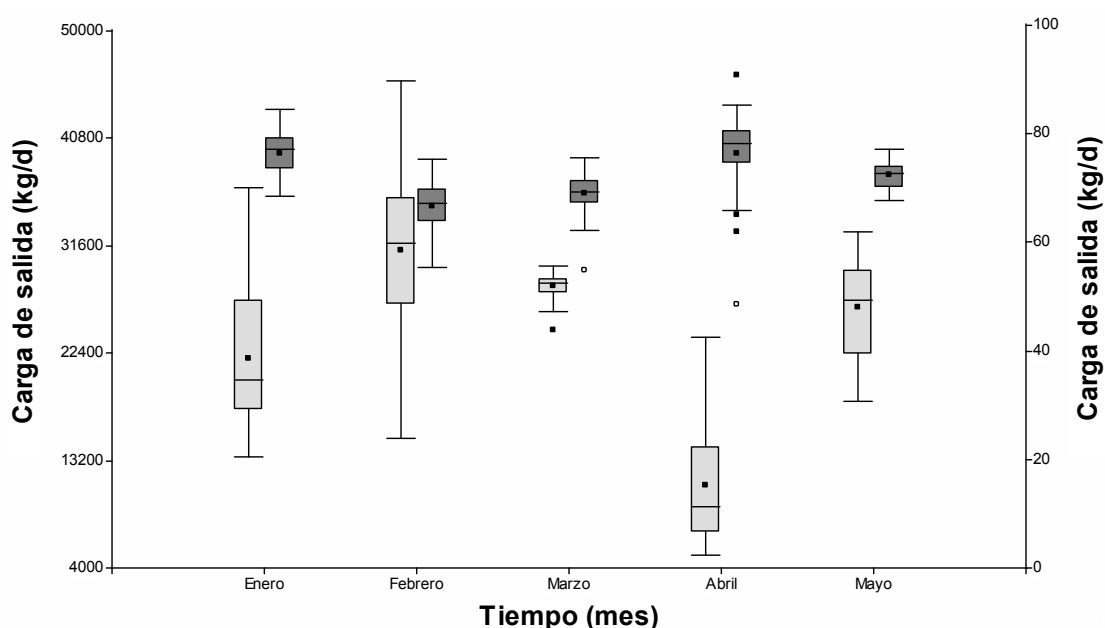


Figura 11 Eficiencia de eliminación y carga de salida para DQO. Donde: carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).

La figura muestra la existencia de variaciones en las eficiencias de eliminación entre los distintos meses de monitoreo, de un 65 a 80% de eliminación para DQO, siendo Febrero el mes con peores resultados (68%) y Enero el mejor con 77% de eliminación. Al comparar los resultados con los obtenidos para reactores con configuración BAS donde para la operación óptima del tratamiento se alcanza remoción de 80% (Welandar *et al.*, 2001), se puede decir que las bajas eficiencias detectadas en el tratamiento de planta Santa Fe se deben principalmente a: 1) Las

desviaciones en las condiciones operacionales del periodo de estudio (amplio rango y altas temperaturas); 2) A las cargas de entrada, en Mayo, por ejemplo se tiene valores carga de DQO con menores variaciones (11%), pero presenta la mayor carga de entrada para DQO (97,7 ton/d) y color (978 uPtCo) y una eficiencia de eliminación de 73%, es decir a pesar de presentar (condiciones favorable y menor temperatura, 36°C) en la operación no se logro tener la máxima eliminación (77%). El mayor contraste de esta situación se ve en el mes de Abril cuyas condiciones operacionales fueron las más desfavorables para la microbiología del tratamiento, pero, presenta una eliminación de 77%, siendo el mes con menor carga de entrada para DQO (51,8 ton/d), el Color fue de 826 uPtCo; 3) El ingreso de tóxicos y compuestos recalcitrantes. Enero y Febrero tienen una carga de entrada similar (~ 96,6 ton/d para DQO), y un valor de color mayor en Febrero 907 uPtCo versus los 773 uPtCo de Enero. Se muestra para ambos meses una diferencia del 10% en la eliminación, que puede estar directamente relacionada a la entrada compuestos recalcitrantes como lignina (color), la cual se asocia a compuestos no removibles en el tratamiento biológico (Xavier y Vidal.2003).

Lo anterior evidencia que las variaciones en las condiciones del influente, la operación y la dieta de los microorganismos afectan la eficiencia en la remoción de la materia orgánica, como también el ingreso de compuestos de alto peso molecular (>1000 Da) (Villamar *et al.*, 2009), siendo el tratamiento secundario un sistema complejo debido a la alta interrelación de diversas variables y al contener organismos vivos muy susceptibles a todos estos cambios (Metcalf y Eddy, 1995, Bitton, 2005).

La Figura 12 muestra las eficiencias de eliminación de color y las concentraciones de salida de este parámetro durante el período de Enero a Mayo de 2013

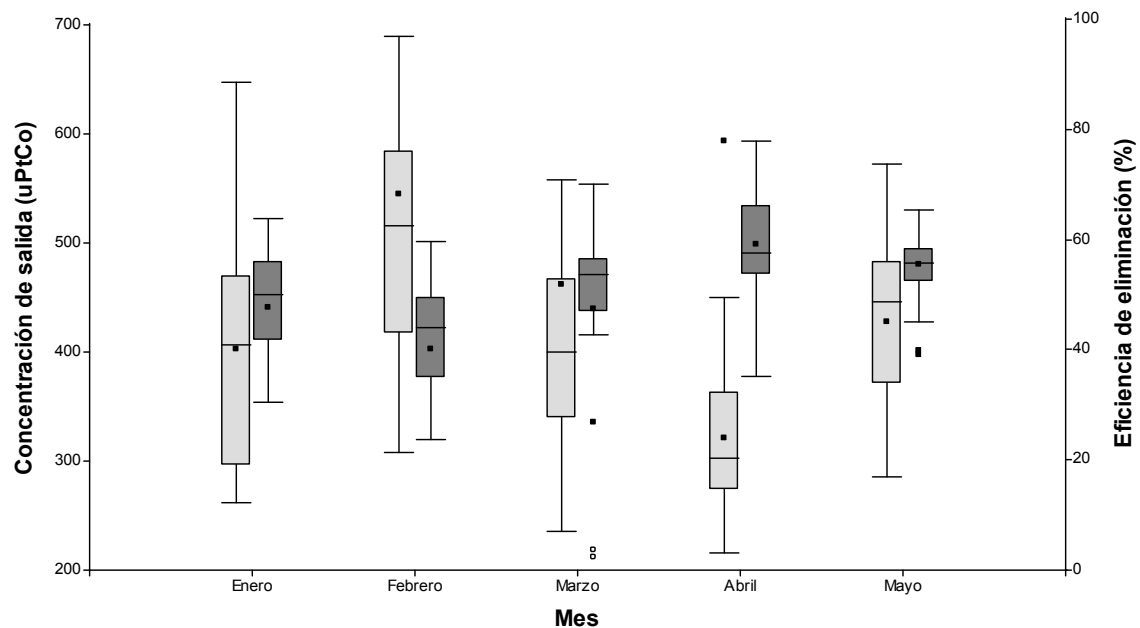


Figura 12. Eficiencia de eliminación y carga de salida para la variable Color. Donde: Carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).

Si bien el tratamiento biológico se describe como ineficiente en la eliminación de compuestos recalcitrantes (color) (Xavier y Vidal, 2003; Chamorro *et al.*, 2005) se comprueba un porcentaje de eliminación de 40-60% para este parámetro. Los meses de Febrero y Mayo fueron los meses con mayor valor de entrada, 907 y 978 uPtCo respectivamente, pero los valores de eliminación difieren en ambos meses obteniéndose los mejores resultados para el mes de Mayo con 56% en contraste a 40% de eliminación de Febrero. La principal diferencias entre ambos meses está en los valores del OD, registrando valores promedio de 2,6 a 3,4 mg/L en Febrero y 3,5 a 5,3 mg/L en Mayo, viendo se en un mes más favorecido los procesos anaeróbicos, proceso que ocupan material de alto peso molecular como aceptor de electrones para su crecimiento, esto genera polimerizaciones intermoleculares o formación de grupos funcionales cromofóricos, que aumentan el color del efluente (Milestone *et al.*, 2004).

La Figura 13 muestra las eficiencias de eliminación y cargas de salida para la variable Nitrógeno durante el período de Enero a Mayo de 2013

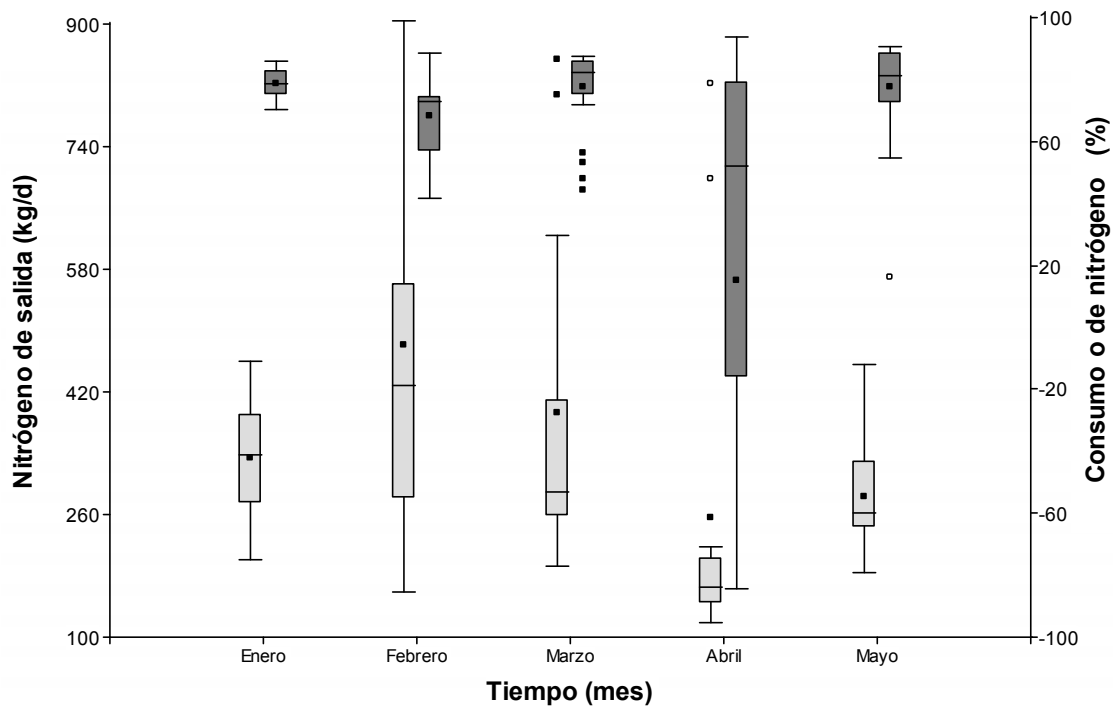


Figura 13. Consumo y carga de salida para la variable Nitrógeno. Donde: Carga de salida (■); consumo (■).

Para el mes de Febrero se observa la mayor descarga de nitrógeno (481kg/d) con un consumo de 70%, en cuanto a la eficiencia de eliminación para DQO está también fue baja 67%. El mes de Marzo también presenta una alta descarga de nitrógeno (392 kg/d), con un consumo de 80% y una baja eficiencia en la remoción de DQO 69%. En cuanto a los meses con menor descarga de nitrógeno se encuentra Enero y Mayo con valores de 334 y 283 kg/d, cuyo consumo fue de 79 y 80% respectivamente, como se menciono anteriormente en estos meses se logro la mayor remoción de DQO (77 y 73%). En vista de los resultados anteriores es posible señalar que un mayor consumo de nitrógeno está directamente relacionado con una mayor remoción de DQO. Esto se atribuye a la mayor síntesis celular por ejemplo, en condiciones desfavorables para el desarrollo de microorganismos, como las registradas en el mes de Febrero, donde por razones imprevistas la planta estuvo con una caída de energía durante 11 h ('black out') quedando inhabilitada la operación del tratamiento, lo que permitió el paso a los

reactores de condensado de licor negro, también durante este mes se realizó la limpieza de las torres de enfriamiento empleando para ello biocida, todo esto sumado a las altas temperaturas (sobre 37°C en el influente), generó una disminución o muerte de parte de la biomasa presente en los reactores, limitando la síntesis celular, por ende un menor requerimiento de nitrógeno y menor consumo de materia orgánica. Por otro lado el manual de operaciones de Anox, atribuye los procesos de alta carga de salida de nitrógeno, a ingreso de tóxicos, que producen muerte de la biomasa por lo que la síntesis celular es baja, disminuyendo el requerimiento de nutrientes por parte de los microorganismos. En el mes de Abril a diferencia de los otros meses la eliminación de nitrógeno fue muy variable con un promedio de consumo de 27%, variaciones sobre el 100%, donde el valor más frecuente del consumo fue 53%, valores muy inferiores al resto de los meses. En general se puede concluir con respecto al nitrógeno que su dosificación es variable por lo que la descarga también, desviaciones del porcentaje de consumo van de 4,8 a 15,4 y 76,6 para el mes de Abril. El nitrógeno es un nutriente que no se encuentra en el proceso Kraft, por lo cual se debe añadir en la forma de urea, por lo visto en el ítem anterior la dosificación de nitrógeno es inferior a la ideal, sin embargo, el consumo de nitrógeno en ningún momento sobrepasa el 90.

La Figura 14 muestra las eficiencias de eliminación de SST y las concentraciones de salida de este parámetro durante el período de Enero a Mayo de 2013

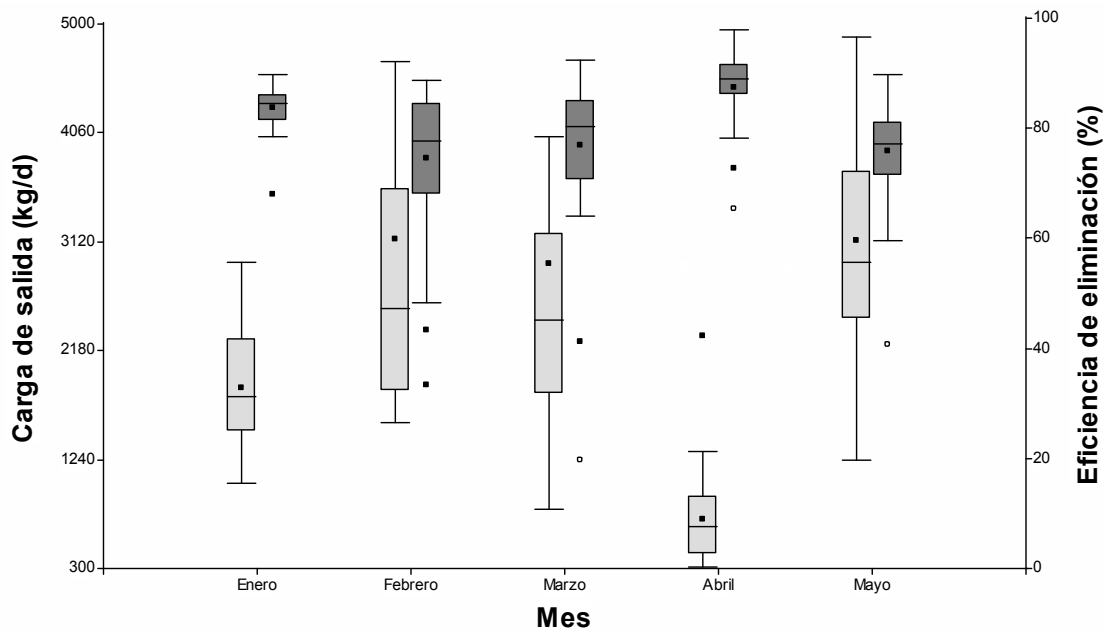


Figura 14. Eficiencia de eliminación y carga de salida para la variable SST. Donde: Carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).

En cuanto a la eliminación de SST esta va de 75 a 88 %. La Figura 14 muestra en el mes de Abril una la mayor eliminación de SST (88%) y la menor descarga con 725 kg/d, la carga de SST de entrada fue (11 ton/d). le sigue el mes de Enero con un 85% de eliminación SST, favorecido principalmente por factores como la estabilidad en la dosificación de nitrógeno (18% de variación con respecto a 1,2 ton/d que ingresaron) y alta edad del lodo (20d) promueven la formación de lodo floculante con mejores características de compactibilidad, valores que se corroboran con un menor IVL del periodo en estudio (119,5 ml/gSST), disminuyendo el escape de sólidos desde el clarificador. El mayor IVL (126,0 ml/gSST) se registró en el mes de Mayo con una edad de lodo de 14d y una eficiencia de eliminación de 77% para SST. Febrero que tuvo una eliminación de 75% y un IVL 119,8 ml/gSST (bajo), resultado que escapa a la relación entre la remoción de SST y la estabilidad del floculo, posiblemente por todos los problemas ocurridos durante este mes (descritos anteriormente). Pero bajo una

operación normal es posible concluir que regulando la compactación del lodo es posible tener alta remoción de SST.

4.4 Cumplimiento normativo

Para evaluar el efecto que existió entre las distintas variables operacionales y los parámetro de descarga de DQO al final del tratamiento secundario, se graficaron los promedio diario de las distintas variables operacionales (Figura 15).

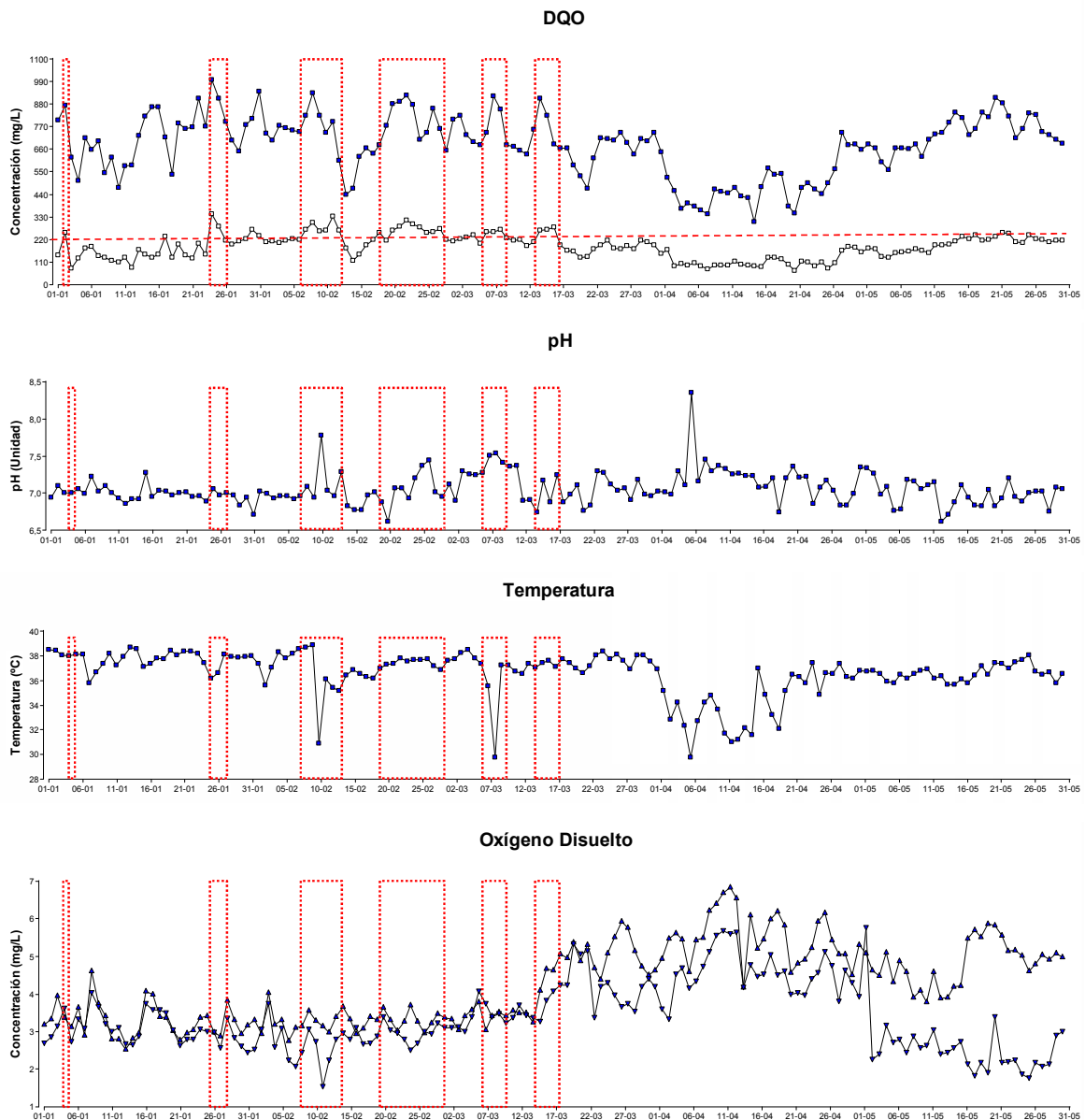


Figura 15. Relación entre los peaks de DQO a la salida, con la DQO de entrada y condiciones operacionales del sistema de tratamiento. Donde: Entrada (■); Salida (□); MBBR (▲); AST (▼).

Se puede observar que los peaks de salida por sobre la normativa específica, cuyo valor crítico es el límite de descarga de DQO (≥ 220 mg/L), ocurrieron en distintos días, detectándose seis periodos consecutivos considerados como más importantes para los meses de monitoreo, ocurriendo entre: 1; 23-26; de Enero, 18-27 de Febrero y 5-9; 13-17 de Marzo. Se estima que las principales causas que pudieron haber influido en los mayores valores de DQO a la salida del tratamiento fueron:

- 1) Los peak de descargas coinciden con altas concentraciones de entrada al sistema.
- 2) El Oxígeno Disuelto (OD) en los distintos reactores.
- 3) Cambios bruscos en la temperatura de entrada del influente al tratamiento.

Las altas cargas de DQO a la entrada del tratamiento (sobre 96 ton/d), se relacionan con los peaks de salida de DQO del efluente, cuando este sobrepasa los 220 mg/L, ya que como muestra la Figura 11, el sistema presenta una eficiencia de eliminación relativamente constante a lo largo del período de monitoreo, por lo que altas cargas de entradas posiblemente determinaran altas cargas a la salida del sistema.

En cuanto al OD y las temperaturas de entradas del influente, (Figura 15) muestra que algunos períodos con mayor descarga de DQO coinciden con periodos de altas temperaturas de entrada ($> 38^{\circ}\text{C}$) y menor OD (alrededor de 3 mg/L) en los reactores. Esto a su vez se explica debido a que la temperatura no solo influye en la velocidad con que se lleva a cabo la actividad metabólica de los microorganismos, sino que también tiene un importante efecto en la velocidad de transferencia de gases (OD) y en las características de sedimentación de lodos (Metcalf y Eddy, 1995).

4.5 Actividad de la Biomasa

La Figura 16 muestra la pendiente de consumo biológico de oxígeno, debida a la actividad específica (heterotrófica) de los microorganismos

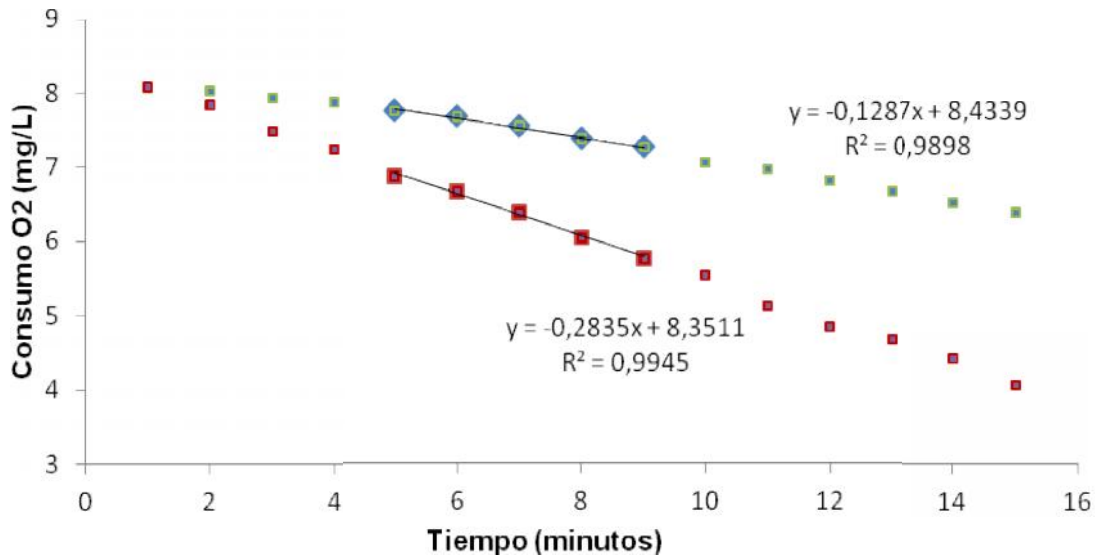


Figura 16. Pendiente actividad Heterótrofa, expresado en concentración de O₂ consumido. Donde; análisis del mes de Abril (■); análisis mes de Mayo (■).

Se puede observar que para el mes de Abril, la actividad heterótrofa de la biomasa fue de 0,128 (mg/L min). Mientras que para el mes de Mayo fue de 0,283 (mg/L min), es decir, la actividad de la biomasa de mayo fue superior a la de Abril. Comparativamente el mes de Abril presentó una actividad similar a la reportada en otros estudios (Tabla 4).

Se obtuvo para ambas determinaciones de actividad específica con un valor de 0,12 g O₂/g SSV·d y 0,18 g O₂/g SSV·d, La actividad específica obtenida en los ensayos de Respirometría responde comparativamente a otros ensayos realizados para lodos activados cuyo valor obtenido es de 0,12 gO₂/gSSV·min, comparable con la actividad más baja (Abril), donde se reportó una remoción de 59,7% para DQO, con una dosificación DBO₅:N:P 100:5:1, es importante decir que el estudio de comparación utilizó efluente de proceso con pino radiata (efluente más recalcitrante) (Diez *et al.*, 2002; Pozo *et al.*, 2011).

4.5.1 Biomasa disponible

La Tabla 7 presenta la cuantificación de la biomasa que se encuentra presente en los distintos reactores del tratamiento secundario para los efluentes de la industria de Celulosa.

Tabla 7. Cuantificación de biomasa disponible en el tratamiento secundario.

	Mediciones	Media	%SSV
MBBR6 (gSSV/carrier)	34	0,28 ±3,0E-03	
MBBR6 (gSSV/L)	3	0,17 ±2,80E-03	91,4
MBBR7 (gSSV/carrier)	29	0,31 ±0,03	
MBBR7 (gSSV/L)	5	0,28 ±0,06	88,23
AST (g/L)	144	6,90 ±2,20	

Para obtener el valor de la actividad específica de los reactores se cuantifico la biomasa total presente en cada uno de los reactores, según cómo viven los microorganismos (adheridos o libre). El material constituyente de una célula está compuesto en 80% de materia orgánica (volátil) y 10% de material inorgánico propio de la composición de cualquier célula (Metcalf y Eddy, 1995), en cuanto al material observado en el microscopio se detecto la fibra, es decir, material orgánico capaz de volatilizarse, pero que no es biomasa. Esto pudo haber generado errores de medición, en los valores de SSV, al ser parte del material adherido al carriers, pero no corresponder a biomasa de los reactores. Sin duda el tener adherido fibra y otros compuestos al los carriers afecta los procesos de difusión dentro y fuera de la biopelícula, esto juega un papel clave, debido a la importancia de la comunicación intercelular, la cual está determinada por el espesor de ésta (profundidad de la biopelícula hasta donde el sustrato penetra). La profundidad de penetración completa sustrato es menor a 100 mm, por lo que, la biopelícula ideal para desarrollarse en el carriers debe ser delgada y distribuida de manera uniforme sobre la superficie del soporte (Ødegaard *et al.*, 2006).

En cuanto a la actividad específicas de la biomasa (Figura 16), fue posible extrapolar la actividad y consumo de cada uno de los reactores según la capacidad (m^3) y biomasa disponible en cada reactor.

la Figura 17, muestra los resultados obtenidos para la actividad específica de los reactores, comparado con la DBO_5 de entrada (materia orgánica a remover).

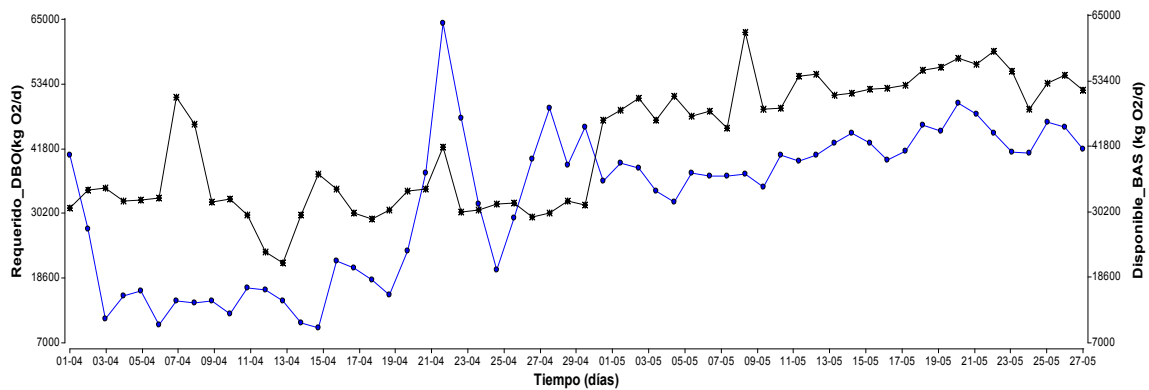


Figura 17. Actividad del reactor AST, para los meses de Abril y Mayo. Donde requerimiento DBO_5 (x); y disponibilidad del reactor (●).

Antes de explicar los resultados de la figura es necesario hacer las siguientes aclaraciones; la DBO_5 , graficada corresponde a una aproximación en base a la DQO de entrada (no existe monitoreo de DBO_5 a la entrada del tratamiento), solo se obtuvo la actividad de la biomasa del reactor AST, este valor se supuso igual en los 3 reactores del tratamiento y por último la temperatura a la cual se realizó el ensayo es menor a los promedios obtenidos para el periodo de estudio ($34^\circ C$). Además se puede decir que en los carriers además de biomasa es posible encontrar fibra y compuestos como sulfatos y carbonatos (carriers cambian a color blanco), elementos pueden causar un aumento del material volátil, generando un error en la determinación de los SST y SSV, sobreestimando la biomasa disponible en el tratamiento.

De acuerdo a la Figura 17, el sistema de tratamiento secundario podría tener una mayor capacidad para degradar materia orgánica presente en el influente de celulosa, Sin embargo es importante destacar que los cálculos de actividad de

biomasa corresponden a una primera aproximación de la capacidad real de los reactores, ya que las condiciones en las que se realizó el ensayo fueron condiciones de laboratorio, donde existe un control exhaustivo de diversos parámetros como la temperatura, pH, OD, entre otros. Es posible decir que la figura no está representando la realidad del tratamiento, ya que los resultados mostrados no reflejan los problemas ocurridos en el mes de Mayo donde se vio sobrepasado el límite de descarga entre el 16 al 23 de Mayo para la variable DQO y del 26 al 31 de Mayo para la DBO₅, solo se aprecia una deficiencia en los últimos días de Abril y primeros de Mayo.

Los resultados obtenidos anteriormente permiten determinar que la biomasa disponible en los reactores permiten la remoción de la totalidad de la presente en los influentes que ingresan al tratamiento secundario, mostrando una capacidad mayor de remoción, es decir para el mes de Abril el sistema hubiera sido capaz de remover una carga de materia orgánica adicional de 8 ton O₂/d y 10 ton O₂/d para el mes de Mayo.

Finalmente el comentario de los resultados mostrados por la figura permiten decir que el tratamiento secundario permitiría la remoción de la totalidad de la DBO₅, con una holgura de 8 ton O₂/d y 10 ton O₂/d para el mes de Abril y Mayo respectivamente, es decir el tratamiento sería capaz de recibir una carga adicional de 8 a 10 ton O₂/d, sin disminuir la eficiencia de remoción de materia orgánica, es decir un efluente capaz de cumplir con la normativa aplicable. Entre los factores que restringen la capacidad de remoción de los reactores se indica condiciones operacionales como la temperatura y OD (como limitantes a respiración celular). A su vez, las menores temperaturas (34 °C) pueden afectar el metabolismo de diversas bacterias e incidir en la actividad real de la biomasa. El TRH que es el tiempo en el cual el influente tiene para estar en contacto con la biomasa, este se encuentra entre 1,3 a 1,4h para MBBR, reactor que promedia una biomasa equivalente a 270 ton, por la cantidad de biomasa y por observaciones de los carriers también se puede concluir que al encontrarse estos saturados, la

transferencia de oxígeno se ve disminuida, entre más espacios vacíos mayor es la transferencia (Camargo *et al.*, 2011), entonces aumentando el OD, se podría ocupar (o activar) el excedente de biomasa que queda sobre la línea de DBO₅ requerida (línea azul), aumentando la remoción de la materia orgánica. Por lo tanto un valor exacto de la actividad específica de los reactores permite estimar la cantidad de materia orgánica que es capaz de remover el tratamiento y cuáles son los límites de este. La obtención del valor debe hacerse por separado en cada uno de los reactores, teniendo la consideración que en MBBR la caracterización debe considerar las diferencias de actividad de la biomasa adherida y la biomasa libre.

4.5.2 Caracterización de biomasa presente en los reactores

La Tabla 8 muestra parámetros operativos del periodo de análisis microscópico, para poder entender las condiciones que son sometidos los microorganismos, destaca la medición de DBO₅ como parámetro adicional.

Tabla 8: Parámetros de operación

DBO	%	DQO	%	T	pH_6	pH_7	OD_6	OD_7	DBO:N	TRH
390,7	-	764	31	36	7,5	7,6	4,9	6,4	3,1	1,7
375,1	68	723	32	35	7,5	7,7	4,9	6,2	3,1	1,7
390	30	728	37	36	7,4	7,6	4,4	6,2	2,9	1,6

Dentro de estos parámetros destaca la medición de DBO₅ como parámetro adicional, el cual permite observar la baja biodegradabilidad del influente, con una relación DQO/DBO₅ inferior a 2. A su vez, se puede ver una eficiencia de eliminación poco estable, probablemente a causa de la variación en el TRH, cuando este disminuye también disminuye la eliminación de DBO₅, observándose una reducción de 22% en la eliminación, disminución que no es apreciada en los datos de DQO, por lo que la variabilidad se puede atribuir a error humano, por lo que es necesario un mayor análisis de la variación de DBO₅.

Microbiología presente

Se observo las características de la biomasa durante el lapso de 2 semanas donde las principales características del efluente y reactores se detallan en la Tabla 8, se muestra a continuación la microbiología típica observada según tipo de reactor.

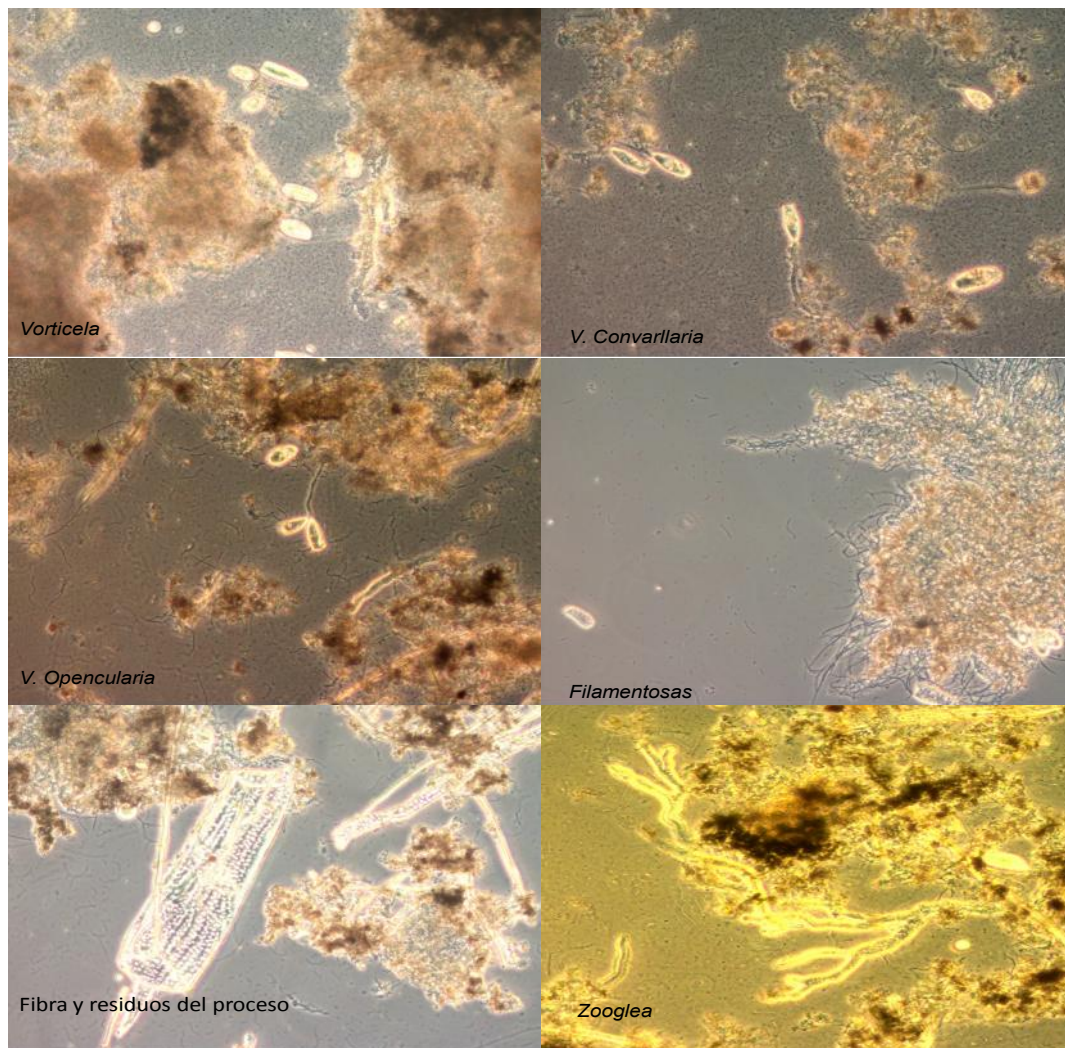


Figura 18. Microorganismos observados en reactor MBBR.

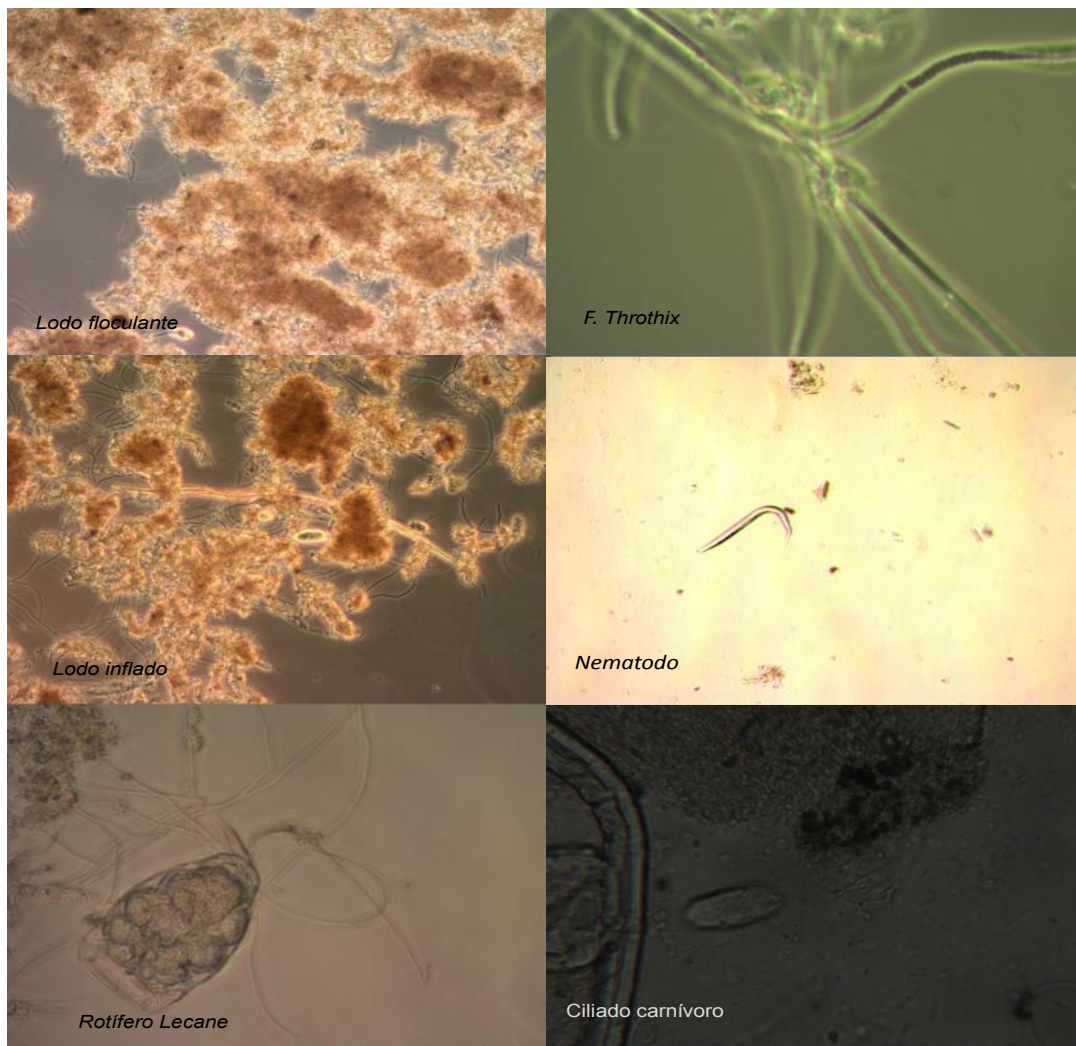


Figura 19. Microorganismos observados en reactor AST.

La Figura 18, presenta lo microorganismos más comunes observados en los reactores MBBR. Se observa que predominan *Vorticella*, *Zooglea*, bacterias filamentosas (dispersas), amebas y flagelados solo identificados por si movimiento. Específicamente *Vorticella* se asocia a un buen proceso de depuración. En cuanto a especies *V. microstoma* y *V. opencularia*, se asocian a condiciones adversas como presencia de tóxicos y déficit de oxígeno. La presencia de Amebas principalmente las desnudas son consideradas como

indicador de compuestos poco biodegradable, pero en este caso puede estar asociado a las altas cargas orgánicas (3 kgDQO/m³ d aprox.) como lo evidenciado por (Pérez *et al* 2009), siendo estas parte de la población estable de los reactores. La Figura 19 del reactor AST se puede observar en general menor abundancia de *Vorticella sp* que en sistemas MBBR, la especie frecuente es *V. Convallaria*. Entre los organismos superiores o microanimales fueron observados nematodos y rotíferos (*Lecane sp.* y *Cephalodella sp.*), indicadores de buen proceso de purificación y/ tratamiento estable. Amebas testáceas como indicador de altos tiempo de retención celular y buena oxigenación. También se observaron ciliados carnívoros distinguidos solo por su movimiento.

La principal diferencia de los reactores MBBR con el reactor AST, es la presencia de microanimales en este último, esto a causa de la baja generación de sólidos (flóculos compactos), con mayor bacterias dispersas, esta biomasa que actúa como sustrato en el reactor AST promoviendo un mayor desarrollo de microanimales (Welander y Fasth, 2001), además de tiempos de residencia más elevados como lo muestra Figura 3.

En cuanto a la biomasa presente, se observa en las muestras de biomasa adherida y libre, la presencia de variados organismos, reflejando un lodo heterogéneo, característica favorable para el tratamiento.

4.6 Balance de masa

La Tabla 9, muestra el balance de materia y el rendimiento en lodos del tratamiento, destacando la baja producción de lodos del tratamiento, esto influenciado, principalmente por la presencia de los reactores MBBR, que pueden degradar mayor cantidad materia orgánica con una menor generación de lodos (Welander y Fasth, 2001; Ødegaard, 2006). Sin embargo, se puede apreciar que debido a la necesidad de mantener una alta edad del lodo (12 a 15 días), es necesario retener lodos en los clarificadores lo que puede generar un alza de los mantos de lodos, perdiendo parte de este en el efluente de salida, lo que aumenta la DQO final.

Tabla 9. Balance de materia.

	Parámetro	Entrada (kg/d)	Salida (kg/d)	Eliminación %	Purga (kg/d)	Rendimiento	Acumulación (kg/d)
Enero	DQO	96684	21936	77,3		0,14	
	SST	12186	2957	75,7	7479		1750
Febrero	DQO	96548	31243	67,6		0,15	
	SST	13243	2858	78,4	7147		3238
Marzo	DQO	94193	28109	70,2		0,18	
	SST	12870	3767	70,7	8554		549
Abril	DQO	51838	11020	78,7		0,3	
	SST	9905	3315	66,5	9394		-2804
Mayo	DQO	97776	26288	73,1		0,16	
	SST	13635	3240	76,2	8520		1875

CONCLUSIONES

-Los principales problemas en la eficiencia de eliminación de DQO se deben principalmente a las altas temperaturas del influente y altas cargas de entradas con sus respectivas variaciones.

-Los análisis de actividad de la biomasa mostraron buenos resultados, es decir una mayor capacidad del sistema para remover materia orgánica, pero en contraste con los valores reales se podría decir que el tratamiento tiene gran capacidad de remover materia orgánica, la cual se ve limitada principalmente por el OD y el TRH.

-En cuanto al balance de masa destaca la baja producción de lodos, favorecido por la presencia de los 2 MBBR, este valor es buena característica del tratamiento ya que tener una baja generación de sólidos en comparación a la materia orgánica removida, limita los problemas de disposición de lodos o mayor requerimiento energético para su calcinación.

RECOMENDACIÓN:

-Estudiar de manera específica la presencia de filamentosas, de manera de reducir su presencia en reactor AST, generando flóculos con mejores características de sedimentación (lodo floculento), evitando pérdida de biomasa en los clarificadores, esto también traerá la ventaja de que al generarse un lodo más compacto, será necesaria una menor recirculación aumentando el tiempo de residencia en AST

-Establecer parámetros de operación condicionales, es decir, vincular variables en la toma de decisiones, por ejemplo sobre cierta temperatura, se ve limitada la remoción de carga orgánica y si a esto se le suma valores de color elevados, será difícil tener a la salida un efluente que cumpla con las características de descarga. O mejor dicho mirar el proceso de manera integrada, debido a la estrecha relación que existe entre las variables, determinado si el proceso alcanza o no la máxima remoción.

-Caracterizar la actividad específica de los reactores diferenciado entre biomasa libre y adherida, para saber cuál es la capacidad de remoción real del tratamiento, comparado con valores de DBO₅ del influente.

5 REFERENCIAS

FALTA COMPLETAR

- American Public Health Association (APHA) (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater 20th Ed. Washington D.C.
- Basualto E, (2009). Estudio cinético de biorreactores aeróbicos de biomasa inmovilizada y lodos activados para el tratamiento de efluentes de celulosa kraft blanca. Tesis pregrado.
- Barañao, P. & Tapia, L. (2004). Tratamiento de las Aguas Servidas: Situación en Chile. *Ciencia y Trabajo*, 6(13), 111–117.
- Bitton, Gabriel (2005). Wastewater Microbiology, microbiology of wastewater treatment (pp. 211-390). Universidad de Florida. Estados Unidos.
- Camargo, M. Mijay, P. Nacheva, L. (2011). Efecto de la aireación sobre la remoción de materia organica y nitrógeno en bioreactores de lecho móvil. Publicacion AIDIS, 8pp.
- Chamorro, S. Xavier, C. Vidal G. (2005). Behavior of aromatic compounds contained in Kraft mil effluents treated by an aerated lagoon. *biotechnology* pp1567-1571.
- Diez, M. Catillo, G. Aguilar, L. Vidal, G. Mora, M. (2002). Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment of *Pinus radiata* Kraft mil wastewater. *Bioresource technology*, vol: 83, pp 131-138.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

- Gapes, D. Frost, N. Clark, T. Dare, P. Hunter, R. Slade, A. (1999). Nitrogen fixation in the treatment of pulp and paper wastewaters. *Water Science & Technology*. Vol: 40, pp 85-92.
- Jarpa, M. Pozo, G. Baeza R. Matinez, M. Vidal, G. (2012). Polyhydroxyalkanoate biosynthesis from paper mill wastewater treated by a moving bed biofilm reactor. *Jurnal of environmental science and health*. Vol 47, pp 2052-2059.
- Jarvinen, R. (1997). Nitrogen in the effluent of the pulp and paper industry.. *Water Science & Technology*. Vol:35, pp 139-145.
- Martínez, S., Maldonado, L. González, O.. (2002). Tratamiento de aguas residuales utilizando biopelícula sobre un material poroso. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun , Mexico.
- Melin, E., Helness, H. and Kenakkala, T. Ødegaard, H., (2004). High-rate Wastewater treatment based on moving bed biofilm reactors, polymer coagulation and flotation. In *Chemical Water and Wastewater Treatment VIII*, IWA Publishing.
- Metcalf & Eddy (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Editorial McGraw-Hill, Madrid, 1485 pp.
- Morato, J., Codony, F. & Mas, J. (2005). Utilization of a packed-bed biofilm reactor for the determination of the potential of biofilm accumulation in water systems. *Biofouling*, 21,151-160.
- Ødegaard, H. (2000). Advanced compact wasterwater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes. *Water Science & Technology*. Vol 42 No 12 pp 33–48
- Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science & technology*
- Ødegaard, H., Gisvold, B. and Strickland, J. (2000). The influence of carrier size and shape in the movingbed biofilm process. *Water Science & technology*, 41(4–5), 383–392.

- Peña, Humberto, Marco Luraschi y Soledad Valenzuela (2004). "Agua, desarrollo y políticas públicas: la experiencia de Chile". Revista de Gestión del Agua de América Latina (REGA) / GWP South América. Vol. 1, nº - v. Semestral. ISSN 1806-4051.
- Pérez, B. Arregui, I. Calvo P, Salvadó H. Fernández, N. Rodríguez, e. Zornoza, A. Serrano, S. (2009). Parámetros biológicos relacionados con la eliminación de nitrógeno en fangos activos. Análisis multivariante en el desarrollo de un índice biológico en estos sistemas. VI jornada de transferencia de tecnología sobre microbiología del fango activo. Sevilla.
- Pozo, G. (2009). Optimización de la operación de un reactor aeróbico de biopelícula bacteriana inmovilizada: incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxicanoato (PHA) como producto del tratamiento de fluentes de celulosa Kraft. Tesis magister.
- Pozo, G. Villamar, A. Martínez, M. Vidal, G. (2011). Polyhydroxyalkanoates (PHA) biosynthesis from Kraft mill wastewaters: biomass origin and C:N relationship influence. Water Science & technology, pp 449-455.
- Reporte sustentabilidad CMPC consolidado, (2012).
- Reyes, F. Chamorro, S, Yeber, M.C., Vidal, G. characterization of E1 Kraft Mill Effluent by Toxicity identification evaluation methodology.(2009). Water air Soil Pollut. Pag: 183-190.
- Slade, A. Ellis, R. Heuvel, M. Stuthridge, T. (2003). Nutrient minimization in the pulp and paper industry: an overview. 7th international water operation Symposium on forest industry wastewaters.
- Slade, A. Maclean, P. Otterdijk, F. (2007). The impact of cleaner processing on nutrient availability in the bleached Kraft industry. Water Science & Technology. Vol:55, pp 165-172.
- Torrescano, J. (2009).parametros de operación en el tratamiento de agua residual por lodos activados. Aquaforum N°52 pp. 14-19.

- Vera, I. (2012) Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Chile. 236 pp.
- Vidal, G. Diez, MC. (2003). Influence of feedstock and bleaching technologies on metanogenic toxicity of Kraft mill wastewater. *Water science and technology*, pp. 149-155.
- Villamar, C. Jarpa, M. Decap, J. Vidal, G (2009). Aerobic moving bed bioreactor performance: a comparative study of removal efficiencies of Kraft mill effluents from *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* as raw material. *Water science & technology*, vol 59,3, pp 507-514.
- Von Sperling, M. (2007). Basic principles of wastewater treatment. IWA Publishing. London. 212 pp.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 380(1-3), 48-65.
- Welander T, Fasth C. (2001). Nutrient limited biofilm pretreatment – an efficient way of upgrading activated sludge plants for lower sludge production and improved sludge separability. *Tappi journal*, vol 1 n°4; 20-26.
- Xavier, C. Oñate, E. Mondaca, M. Campos, J. Vidal, G. (2011). Genotoxic effects of Kraft pulp mill effluents treated by biological aerobic systems. *Interciencia*, vol. 36 N° 6, pp 412-416.
- Xavier, C. Vidal, G. (2003). “los residuos líquidos en la industria de la celulosa: avances y desafíos”. *Tecnología del agua*. Vol. 243. Pag. 42-50.
- Manual Anox, diseño planta de tratamiento CMPC Santa Fe, (2004)
-

9.2. Artículos en una publicación Internet

- 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. Publicado en Abril del 2007. desde www.cepal.org/dmaah/noticias/paginas/6/28386/luraschi.pdf
- Sitio oficial CMPC Celulosa, revisado en 3 Abril del 2013, desde: <http://www.cmpccelulosa.cl/CMPCCELULOSA/interior.aspx?cid=4&leng=es>
- CORMA, revisado el 3 de Abril del 2013 <http://www.corma.cl/corma.asp?id=3&ids=130>,
- SOFOFA, revisado el 3 de Abril 2013, desde : [http://www.sofofa.cl/BIBLIOTECA_Archivos/Estudios/2013/02/IndiceDeProducciony Ventas_feb13.pdf](http://www.sofofa.cl/BIBLIOTECA_Archivos/Estudios/2013/02/IndiceDeProduccionyVentas_feb13.pdf)

6.1 Índice de figuras

Figura 1: Imagen aérea del tratamiento de efluentes.	2
Figura 2: Biofilm Chip P, área superficial $900\text{m}^2/\text{m}^3$	10
Figura 3: Relación entre carga orgánica, tiempo de retención hidráulico y microorganismos presentes en el tratamiento.1-3 <i>Piccoli flagellati</i> ; 4 <i>Grandi flagellati</i> ; 5 <i>Amebe nude</i> ; 6 <i>Uronema nigricans</i> ; 7 <i>Acineria uncinata</i> ; 8 <i>Aspidisca</i> ; 9 <i>Cinetochilum margaritaceum</i> ; 10 <i>Chilodonella</i> ; 11 <i>Litonotus</i> ; 12 <i>Trochilia minuta</i> ; 13 <i>Vorticella microstoma</i> ; 14 Opercularia; 15 <i>V. convallaria</i> ; 16 <i>Arcella</i> ; 17 <i>Euglypha</i> ; 18 <i>Trithigmostoma</i> ; 19 <i>Euplotes</i> ; 20 <i>Carchesium</i> ; 21 <i>Suttori</i> ; 22 <i>Paramecium</i> ; 23 <i>Epistylis</i> ; 24 <i>Prorodon</i> ; 25 <i>Spirostomum</i> ; 26 <i>Vaginicola</i> ; 27 <i>Nematodo</i> ; 28 <i>Rotifero</i>	16
Figura 4. Efecto de la temperatura y salinidad en la solubilidad del oxígeno. Fuente: Stanley y Manaham,(2007).	17
Figura 5. Descripción general de la configuración del sistema de tratamiento secundario de efluentes. Donde: corriente de entrada con ajuste de pH y T° (A); flujo de tratado en MBBR6 (B); Flujo tratado en MBBR7 (C); flujo tratado en AST; Recirculación (E); flujo a descargar en río Biobío (F); purga (G).....	24
Figura 6. Respirograma. Donde; línea 1 y 3 representan la velocidad de consumo de oxígeno endógeno; la línea 2 representa la velocidad de consumo de oxígeno debido a la inyección del sustrato.	26
Figura 7: Donde; 1, Toma de muestras; 2, Carriers; 3, lavado; 4, mufla; 5, SSV; 6, Carrier limpio.	27
Figura 8. Puntos de muestreo en el tratamiento secundario	29
Figura 9. Parámetros operacionales: condición de entrada (■), condición de salida (■), condición en MBBR`s (□), condición en MBBR6 (■), condición en MBBR7(■), condición en reactor AST(■).....	36
Figura 10 Relación entre DBO_5/N y cómo influye en la de salida la apropiada dosificación de nitrógeno. Donde: Entrada DBO (◆); Salida DQO (●); N_2 disponible (●); N_2 teórico (--).	39

Figura 11 Eficiencia de eliminación y carga de salida para DQO. Donde: carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).	42
Figura 12. Eficiencia de eliminación y carga de salida para la variable Color. Donde: Carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).	44
Figura 13. Consumo y carga de salida para la variable Nitrógeno. Donde: Carga de salida (■); consumo (■).	45
Figura 14. Eficiencia de eliminación y carga de salida para la variable SST. Donde: Carga de salida (■); eficiencia de eliminación (■).	47
Figura 15. Relación entre los peaks de DQO a la salida, con la DQO de entrada y condiciones operacionales del sistema de tratamiento. Donde: Entrada (■); Salida (□); MBBR (▲); AST (▼).	49
Figura 16. Pendiente actividad Heterótrofa, expresado en concentración de O ₂ consumido. Donde; análisis del mes de Abril (■); análisis mes de Mayo (■).	50
Figura 17. Actividad del reactor AST, para los meses de Abril y Mayo. Donde requerimiento DBO ₅ (x); y disponibilidad del reactor (●).	52
Figura 18. Microorganismos observados en reactor MBBR.	55
Figura 19. Microorganismos observados en reactor AST.	56
Figura 20. Seguimiento de pH en los distintos puntos, influente, AST y Parchall .	67

6.2 Índice de tablas

Tabla 1: Valores típicos de compuestos presentes en los efluentes de celulosa Kraft.	5
Tabla 2. Plantas de celulosa Kraft operantes en Chile: Tipo de proceso y tratamiento.	7
Tabla 3: Clasificación general de los organismos según su fuente de energía y carbono.	13
Tabla 4. Actividad específica de la biomasa, reportada para distintos influentes..	20
Tabla 5. Características del influente a tratar, promedios y desviación estándar..	31

Tabla 6. Características del efluente a descargar al río Biobío, promedios y desviación estándar. 32

Tabla 7. Cuantificación de biomasa disponible en el tratamiento secundario. 51

Tabla 8: Parámetros de operación 54

Tabla 9. Balance de materia..... 58

Tabla 10. Eficiencia de eliminación 67

)

7 ANEXOS

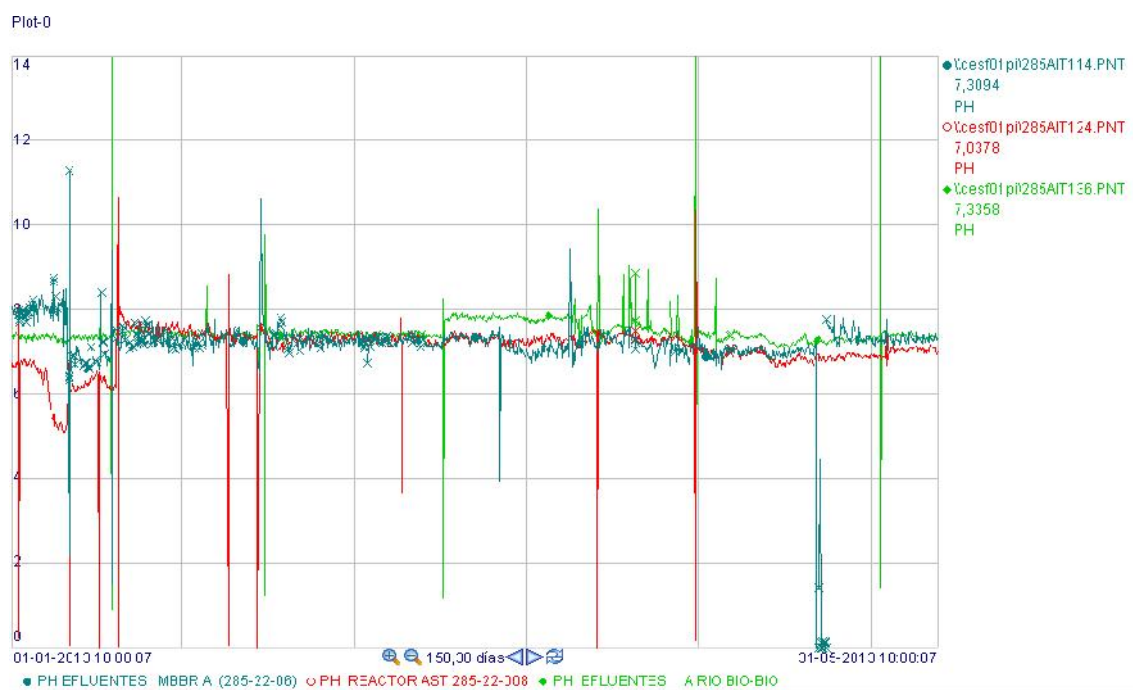


Figura 20. Seguimiento de pH en los distintos puntos, influente, AST y Parchall

Tabla 10. Eficiencia de eliminación

%	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo					
DQO	77,3	4,1	67,5	5,0	69,7	4,1	77,2	8,0	73,2	2,7
SST	84,5	4,4	75,4	13,8	77,7	14,7	88,4	7,1	76,6	8,9
Color	48,3	9,7	40,5	18,8	47,9	19,9	59,7	8,9	56,2	6,5
Nitrógeno	84,9	2,7	80,0	9,2	83,1	8,3	26,7	73,5	77,6	15,8