

111
261

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA



TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS
RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE PAPEL,
USO DE REACTORES BIOLÓGICOS
ROTATORIOS



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUIMICA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :

MA. DE LOURDES VAZQUEZ GARCIA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

INDICE GENERAL

	pág.
RESUMEN	1
CAPITULO 1. Introducción	3
1.1. Problemática general de los efluentes líquidos de la industria del papel.....	5
1.2. Problemática a nivel nacional.....	15
1.3. Proceso de producción de papel.....	20
1.4. Características de los efluentes de fabricación de pulpa y papel.....	30
CAPITULO 2. Tratamiento de las aguas blancas.....	37
2.1. Tratamiento primario.....	38
2.2. Tratamiento secundario.....	43
2.3. Remoción del color.....	58
CAPITULO 3. Reactores biológicos rotatorios (RBR).....	69
3.1. Descripción del reactor de biodiscos.....	69
3.2. Diseño experimental.....	75
3.2.1. Métodos analíticos.....	76
3.2.2. Equipo.....	79
CAPITULO 4. Resultados, discusión y recomendaciones.....	85
4.1. Diseño y construcción del RBR.....	85
4.2. Arranque con efluentes diluidos.....	87
4.3. Experimentación a régimen pseudopermanente..	90
RECONOCIMIENTOS	97
REFERENCIAS	97

APENDICE I: Técnicas experimentales.....	pág. 102
--	-------------

APENDICE II: Obtención de la curva patrón para la deter- minación de nitrógeno amoniacal.....	110
--	-----

I N D I C E D E T A B L A S

TABLA 1. Producción mundial de papel, cartón y celulosa.	7
TABLA 2. Componentes de la sustancia de la madera	8
TABLA 3. Uso neto del agua en la manufactura de pulpa y papel	11
TABLA 4. Clasificación de impurezas	24
TABLA 5. Resultados analíticos típicos de los efluentes de fabricación de pasta y papel	31
TABLA 6. Características de los efluentes de fabricación Kraft	31
TABLA 7. Resultado de un estudio realizado en fábricas de pasta y papel en Wisconsin	32
TABLA 8. Composición del residuo de fábrica típica de pasta al sulfito	33
TABLA 9. Límites máximos permisibles para descargas prove- nientes de la industria de celulosa y papel....	35
TABLA 10. Límites máximos permisibles para descargas prove- nientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen	36
TABLA 11. Límites máximos permisibles para descargas prove- nientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada	36
TABLA 12. Partes y especificaciones del RBR experimental	81

TABLA 13. Criterios de diseño para los reactores biológicos rotatorios	pág. 82
TABLA 14. Caracterización de las aguas blancas	88
TABLA 15. Resultados obtenidos de la corrida experimental.	91

I N D I C E D E F I G U R A S

FIGURA 1. Localización de industrias productoras de celulosa y papel	16
FIGURA 2. Croquis de localización de descargas de la Cd. de Apizaco, Tlaxcala	21
FIGURA 3. Diagrama de flujo simplificado de la máquina de papel Fourdrinier	25
FIGURA 4. Diagrama general de procesos, materia prima y desechos	27
FIGURA 5. Diagrama esquemático del proceso de lodos activados con oxígeno puro (sistema UNOX)	52
FIGURA 6. Proceso de remoción de color por coagulación con cal (proceso Continental Can Co.)	61
FIGURA 7. Diagrama esquemático de una etapa de un reactor biológico rotatorio	70
FIGURA 8. Diagrama esquemático de la película biológica activa fija	72
FIGURA 9. Reactor biológico rotatorio experimental.....	83
FIGURA 10. Partes principales del RBR experimental	84
FIGURA 11. Corrida experimental (DQO, DBOu vs. etapas)...	93
FIGURA 12. Corrida experimental (sólidos vs. etapas)....	95
FIGURA 13. Curva patrón para la determinación de NH ...	112

RESUMEN

Las aguas blancas de la industria papelera, como se conoce a los efluentes líquidos generados durante la fabricación de papel, tienen una carga de material orgánico e inorgánico en suspensión y disuelto aproximadamente del doble o más de las aguas residuales domésticas. Sin embargo, su capacidad degradativa por métodos biológicos no es tan adecuada como estos últimos, ya que contiene cierta cantidad de compuestos recalcitrantes.

En el presente trabajo se estudió la degradación aerobia de estos efluentes líquidos empleando un reactor biológico rotatorio o reactor de biodiscos a escala de laboratorio, con volumen de trabajo de 20 litros contenidos en una tina de lámina galvanizada, dividida en diez cámaras con dos discos de acrílico en cada una, con una relación Área/volumen de $141.3 \frac{m^2}{m^3}$.

Las condiciones de operación fueron: tiempo de retención hidráulica de 1 día, temperatura de operación de $13.5 \pm 0.39^\circ C$, velocidad rotacional de los discos 26 rpm (0.42 m/s), carga orgánica de material soluble y coloidal en el influente de 600 ± 95 mgO/L, medida como demanda química de oxígeno (DQO) y de 460 ± 5 mgO/L, medida como demanda bioquímica de oxígeno última (DBOu), con un contenido de sólidos totales en el influente de 1.12 g/L y pH del influente de 7.3 ± 0.2 .

Los resultados obtenidos al alcanzar el régimen pseudopermanente, considerado así cuando la variación en el valor de la DQO fue $\pm 10\%$, fueron los siguientes: la remoción de contaminantes disueltos y coloidales fue de 82% y 84.4%, medida como DQO y DBOu, respectivamente. El pH se mantuvo en el

intervalo de 7.7 ± 0.1 . La cantidad de oxígeno disuelto a lo largo del reactor fue de $2.19 \text{ mgO}_2/\text{L}$ en la primera cámara, $3.90 \text{ mgO}_2/\text{L}$ en la segunda, ascendiendo paulatinamente hasta alcanzar la saturación en la última cámara, y una de $4.25 \text{ mgO}_2/\text{L}$ en el sedimentador secundario. Los sólidos totales del influente presentaban aproximadamente un 64% de sólidos fijos y un 36% de sólidos volátiles (725 y 394 mg/L, respectivamente).

Se observa que existe una fracción recalcitrante al tratamiento biológico aerobio de aproximadamente 70-100 mg/L (medida como DBO_u y como DQO respectivamente), detectada en el efluente tratado. Puede concluirse que el sistema de biodiscos resulta adecuado para remover el material orgánico biodegradable presente en las aguas blancas. Se recomienda seguir la investigación para evaluar las variables de escalamiento y realizar un estudio de prefactibilidad económica.

CAPITULO 1

INTRODUCCION

Uno de los problemas más agudos con que actualmente se enfrenta el hombre es el de la contaminación del medio vital de nuestro planeta, el agua. Esta contaminación es generada por descargas tanto de la industria como de la comunidad. Un efluente (del latín fluere, que fluye hacia afuera) es contaminante cuando sus efectos sobre las fuentes acuíferas (ríos, lagos, etc.) son lo suficientemente grandes para considerarlas inaceptables para cualquier uso: doméstico, naturales (base para la vida de flora y fauna acuáticas), recreativas (natación, remo, etc.) e industriales (medio de enfriamiento o calentamiento, limpieza, materia prima, etc.).

La producción de celulosa y papel requiere del manejo de grandes volúmenes de agua que se destina al transporte de fibra de un proceso a otro, lavado y remoción de impurezas que se generan al transformar la madera a fibra, dilución de la fibra en la producción mediante la trituración de papel de desperdicio y alimentación a calderas de recuperación de licor y calderas de generación de vapor. Este hecho, aunado a que el requerimiento de calidad de agua en los distintos procesos tiene cierta flexibilidad, resulta en la posibilidad de recirculaciones de agua de un proceso a otro, o aun dentro del mismo proceso, sin detrimento de la calidad del producto terminado, disminuyéndose de esta manera el volumen total demandado. Sin embargo, la

cantidad de aguas residuales a pesar de estas recirculaciones es todavía muy considerable y su contenido de material suspendido y disuelto importante.

Las fuentes acuíferas pueden asimilar cierta cantidad de desechos antes de alcanzar el llamado "estado contaminado", por tanto, para que una fuente esté contaminada, debe tener en exceso materiales que pueden convertirse en agentes contaminantes, como son:

- sales inorgánicas
- materia orgánica
- agua caliente
- colorantes
- microorganismos
- materiales radioactivos
- agentes tensoactivos
- ácidos y/o álcalis
- sólidos en suspensión
- sólidos y líquidos flotantes
- compuestos químicos tóxicos

Debido a las características de la materia disuelta, orgánica e inorgánica, que contienen estas aguas de desecho, pueden ser parcialmente biodegradadas por microorganismos. Esto implica, por un lado, que al ser arrojadas a corrientes y cuerpos receptores acuíferos causen deterioros ambientales debido a la cantidad de oxígeno disuelto que es utilizado para su metabolismo, pero además, la presencia de los compuestos químicos recalcitrantes o tóxicos ocasiona daños bastante severos.

Entre esos impactos puede citarse los daños ecológicos causados por la muerte de la flora y fauna acuáticas al provocarse déficits de oxígeno disuelto en ellas, así como la inutilización del cuerpo de agua como fuente de abastecimiento para asentamientos humanos aledaños y el abastecimiento de los

índices sanitarios y de calidad de vida de dichos asentamientos humanos.

Actualmente, el tratamiento biológico más que el fisicoquímico se usa preferentemente en la purificación de efluentes de la industria de la celulosa y el papel. Puede suponerse que este proceso seguirá manteniendo su rol dominante durante la próxima década, ya que la combinación de los diferentes sistemas biológicos presenta grandes ventajas desde el punto de vista técnico y económico con respecto de los sistemas fisicoquímicos.

En los siguientes párrafos se hablará a grandes rasgos sobre la problemática general y a nivel nacional de los efluentes líquidos generados por la industria del papel, así como una breve descripción del proceso de producción y las características de este tipo de efluentes.

1.1. Problemática general de los efluentes líquidos de la industria del papel

La industria de fabricación de pulpa y papel por su ritmo de expansión ocupa uno de los primeros lugares de la economía mexicana. Sólo en 1987 se produjeron 2,575,000 toneladas de papel y 780,535 toneladas de celulosa. Esta industria se ha desarrollado en países en donde se tiene abundancia de materia prima fibrosa, especialmente madera. La producción mundial de papel y cartón en los 70's fue aproximadamente 140,000,000 toneladas. En la Tabla 1 se muestran los principales productores. La demanda per cápita de papel y cartón en estos países es

aproximadamente de 181 kg/año (26). La abundancia de especies de madera adecuada para esta industria en Norteamérica y los países escandinavos ha establecido que éstas sean las regiones líderes en la producción de pulpa y papel. Casi todo el papel se deriva actualmente de la madera y puesto que sólo la mitad del peso de la madera llevada a las plantas de pulpa es celulosa, los investigadores han buscado activamente, a través de los años, usos para el 30-50% de material restante que es liberado durante la producción de pulpa química. Así, han desarrollado un cierto número de productos entre los que se incluyen trementina para la industria de pinturas y revestimientos, aceite destilado como subproducto del proceso para la manufactura de productos químicos intermedios, ligno-sulfonatos como agentes activos de superficie y dispersantes y otros productos como levaduras, vainilla, ácido acético, carbón activado y alcohol. En la Tabla 2 se muestran las categorías más importantes de los componentes de la madera.

Es probable que en ninguna industria se haya hecho tanto respecto a la recuperación de productos de desecho como en la industria de la celulosa y el papel. El recorte de papel es recolectado, clasificado según la calidad para reprocesarlo y convertirlo a papel de seda o "tissue" (de menor grado), papel para libros, cartón para cajas y otras formas útiles. Aproximadamente el 20% de la producción de la industria del papel es usada por las plantas de procesamiento de fibras secundarias.

(26)

TABLA 1. PRODUCCION MUNDIAL DE PAPEL, CARTON Y CELULOSA, 1970³
(en 10³ tons)

	PAPEL Y CARTON	CELULOSA
E.U.A.	47,599	38,298
Japón	12,973	8,801
Canadá	11,655	16,117
U.R.S.S.	6,704	6,714
Alemania Fed.	5,516	1,803
Inglaterra	4,979	-----
Suiza	4,359	8,148
Finlandia	4,258	6,222
Francia	4,134	1,813
China	3,750	2,700
Italia	3,451	891
Noruega	1,421	2,205
México	1,133	1,314

(19)

TABLA 2. COMPONENTES DE LA SUSTANCIA DE LA MADERA

Sustancia total de la madera	100%
Extraíble por vapor o por disolvente	5%
Madera libre de extraíbles (incluyendo 0.5% de inorgánico)	95%
La oxidación suave produce lignina soluble	25%
Holocelulosa (polisacárido total)	70%
La extracción con álcali diluido produce hemicelulosa	20%
Celulosa de madera neta	50%

La manufactura de la pulpa y del papel requiere de grandes volúmenes de agua. Desde sus inicios, la industria se ha localizado casi exclusivamente a lo largo de los ríos más importantes. En las primeras plantas se usaba el agua no sólo para hacer pulpa y papel, sino también para obtener energía hidráulica al represar la corriente y producir la carga necesaria para accionar las ruedas hidráulicas que operaban las piedras del molino donde se convertía la madera en pulpa. Muchas plantas modernas se localizan en el mismo lugar que ocupaban estas primeras plantas y continúan usando energía hidráulica en la operación de molinos o de turbinas hidroeléctricas.

El problema de reducir la contaminación que se produce en las fábricas viejas de pulpa y papel es uno de los más arduos con que se tiene que enfrentar esta industria. Dichas fábricas se construyeron durante un periodo en el que la contaminación no se consideraba como un problema y fueron creciendo al mismo ritmo que lo hizo la demanda de sus productos. Los complejos resultantes, que ocupan gran extensión y que tienen puntos múltiples de descarga de su efluente, ofrecen un gran contraste al compararlos con las unidades compactas y eficientes que constituyen esta industria en la actualidad. Si bien cada fábrica antigua puede ser mejorada mediante la instalación de equipo convencional para la eliminación de la contaminación; el grado de mejora alcanzable depende de cada fábrica en concreto, de su emplazamiento y de su edad tecnológica. Cada una de estas fábricas necesita, por tanto, una solución de la contaminación especialmente concebida para su situación particular. Si la tecnología no puede procurar de forma económicamente viable una de estas soluciones a la medida, la fábrica tendrá que cerrar y habrá que construir otra que la reemplace en su producción. En estos días de competencia intensa, la nueva fábrica deberá construirse necesariamente en el lugar óptimo, tanto desde el punto de vista de los mercados como del de mano de obra, materias primas, suministro de energía y de agua, así como de la eliminación de los residuos. Esto ha provocado que algunas de las fábricas hayan tenido que cerrar y marcharse desde el antiguo emplazamiento hacia nuevas regiones, con todos los gastos que esto implica y la consiguiente alteración de la economía local. Así, la industria se encuentra frecuentemente con el tremendo

dilema de la falta de adaptabilidad de las viejas fábricas y la gran inversión que hay que realizar para construir las nuevas.

Los procesos de elaboración de pulpa y papel han tenido pocos cambios desde el comienzo de esta industria siglos atrás. Son generalmente causa considerable de contaminación, especialmente durante el proceso de obtención de la pulpa. Esta industria usa grandes cantidades de agua; el volumen de agua empleada por tonelada de pulpa es muy alto, variando según el proceso y el grado de avance tecnológico (Tabla 3). Esta agua es utilizada y después descargada al sistema hidrográfico, conteniendo una gran cantidad de contaminantes. En particular, los contaminantes son sustancias suspendidas y disueltas, tanto orgánicas como inorgánicas. Precisamente por las características de la materia disuelta, estas aguas de desecho pueden ser parcialmente biodegradadas por microorganismos. Esto implica, por un lado, que al ser arrojadas a corrientes y cuerpos receptores acuíferos causen deterioros ambientales debido a la cantidad de oxígeno disuelto que es utilizado para su metabolismo pero además, la presencia de compuestos químicos recalcitrantes o tóxicos en ellas ocasiona daños bastante severos a las comunidades acuáticas.

Estos contaminantes pueden venir desde la materia prima o en los diferentes estadios en el proceso de producción. Pueden ser resinas ácidas, sulfuros orgánicos y vestigios de metales pesados. Las sales de mercurio, usadas como bactericidas hasta hace poco tiempo, pasan por el proceso sin cambio y, a través del efluente, llegan a los cuerpos receptores. Una vez en ellos, a

través de la cadena trófica llegan a los peces, donde se acumulan. Esto ha originado que en algunos países, como Suecia (4), se prohíba el consumo de algunas especies piscícolas.

TABLA 3. USO NETO DEL AGUA DE LA MANUFACTURA DE PULPA Y PAPEL ⁽¹⁹⁾

	Típico, gal/ton	Plantas nuevas, gal/ton
MANUFACTURA DE PULPA:		
Kraft sin blanquear	15,000-40,000	20,000
Kraft blanqueado	15,000-35,000	20,000
Sulfito sin blanquear	15,000-50,000	25,000
Sulfito blanqueado	30,000-50,000	40,000
Semiquímico	8,000-40,000	10,000
Madera molida	3,000-48,000	4,000
Pulpa a la sosa	60,000-80,000	65,000
MANUFACTURA DE PAPEL:		
Papel fino	8,000-40,000	10,000
Grados para libros o publicaciones	10,000-35,000	12,000
Papel tissue	7,000-45,000	15,000
Papeles Kraft	2,000-10,000	5,000
Cartón	2,000-15,000	8,000

El color blanco característico de estos efluentes (llamados por este motivo aguas blancas) es un indicador de la contaminación. Los componentes presentes en las aguas residuales absorben una cierta longitud de onda de la luz y reflejan las restantes, un hecho ya conocido para indicar la razón del color en los ríos.

El color interfiere con la transmisión de la luz solar en la corriente y por tanto disminuye la acción fotosintética. También puede interferir en la absorción de oxígeno de la atmósfera, aunque no existe una prueba positiva de este hecho (20).

Los sólidos en suspensión precipitan en el fondo o se depositan en las orillas y se descomponen causando olores desagradables y la disminución del oxígeno en las aguas del río. Frecuentemente, los peces se mueren a causa de esta súbita baja del contenido de oxígeno disuelto en la corriente y los sólidos que precipitan en el fondo pueden cubrir las zonas de desove y reducir su propagación.

Algunas sustancias constituyentes de los efluentes de pulpa y papel (como resinas ácidas) han mostrado ser un mutágeno potencial. Se ha observado que en países en donde es muy alta la producción de papel (como E.U.A., Inglaterra, Finlandia), los peces que se encuentran en ríos altamente contaminados con efluentes recirculados de fábricas de papel presentan alta incidencia de mutaciones cromosómicas. En un estudio realizado en Massachusetts, E.U.A., se observó que una población de peces (Osmunda regalis) presentaban mutaciones cromosómicas las cuales fueron post-cigóticas en origen y sugieren la presencia de mutágenos en el agua del río. A pesar de que en 1977 se implantó

en esta zona un tratamiento secundario para este tipo de efluentes, se observó que los residuos sólidos contenían materiales mutágenos (15).

En diferentes cuerpos de agua en Finlandia se observó la pérdida del sabor de los peces que ahí habitan. Estudios realizados permitieron observar la correlación existente entre el tetra-clorofenol presente en estos cuerpos receptores y la pérdida del sabor. Este compuesto es utilizado en el cloro-blanqueo en la elaboración de pulpa y papel y los efluentes son descargados a ríos y lagos provocando que los peces estén contaminados. Este mismo fenómeno de la pérdida del sabor en la carne de pescado se ha observado en Noruega. Compuestos orgánicos típicos provenientes de los efluentes de papel, tales como terpenos y sus derivados, producen esta desaparición del sabor en los pescados atrapados (7,22).

Era una práctica común la de inyectar efluentes hacia formaciones subterráneas, hasta que se tuvieron experiencias de que esta práctica era peligrosa. Un ejemplo de esto es el caso de la Hammermill Paper Company, que inyectaba efluentes del proceso de papel en un manantial subterráneo en Erie, Pennsylvania, E.U.A. Después que el pozo fue tapado, se formó una cima que creció hasta alcanzar una altura de 10 metros; 150,000 galones/día de agua sin tratamiento fueron vomitados al ya contaminado Lago Erie.

Finalmente, para completar el panorama del efecto ambiental de esta rama industrial se mencionan los problemas de contaminación del aire generados por la industria de celulosa y papel que se deben principalmente a la emisión de materia

particulada, dióxido de azufre, y compuestos olorosos de azufre (tales como el ácido sulfhídrico y varios mercaptanos). Aparte de las emisiones de dióxido de azufre y materia particulada proveniente de plantas de combustión, se tienen las emisiones que se producen siempre que son quemados combustibles líquidos o sólidos. Particularmente las emisiones específicas de la industria de pulpa y papel son gases olorosos emitidos durante la elaboración de pulpa al sulfato y también dióxido de azufre proveniente de las calderas recuperadoras usadas en el proceso al sulfito. Esto complica el problema general de contaminación atmosférica por azufre, con efectos ecológicos adversos en ciertas áreas.

Por último, es pertinente mencionar que la eliminación de residuos sólidos ha recibido mucha menos atención que los problemas de contaminación de aire y agua. Los más importantes entre estos residuos son: corteza, lodos, nudos de la madera y desperdicios de criba. La corteza es normalmente quemada en plantas generadoras de vapor, las cuales necesitan la instalación de equipo más apropiado para la combustión. El creciente uso de métodos biológicos aerobios y/o fisicoquímicos de tratamiento de sus efluentes líquidos genera la producción de grandes cantidades de lodos los cuales son difíciles de manejar, especialmente aquellos generados en el proceso de tratamiento secundario.

1.2. Problemática a nivel nacional

Dentro de la industria de la transformación en México, la que procesa celulosa y papel es una de las más contaminantes hacia los cuerpos acuíferos. En la Figura 1 se esquematiza la localización de las industrias productoras de celulosa y papel, localizada entre los paralelos 18 y 22 y los meridianos 96 y 102.

La producción de celulosa y papel demanda grandes cantidades de agua a través de sus diferentes procesos. De acuerdo con la Cámara Nacional de la Industria del Papel y Celulosa en México los índices de descarga son: para celulosa: 121.5 a $135 \frac{\text{m}^3}{\text{ton}}$; para papel: 20 a $22 \frac{\text{m}^3}{\text{ton}}$ lo que, de acuerdo con la producción actual, representa una generación de 94.8 a 105 millones de m^3 por año en la fabricación de celulosa y 50.3 a 55.7 millones de m^3 en la fabricación de papel (25).

La industria del papel ha mostrado un crecimiento ininterrumpido en los últimos 10 años. En cuanto a la producción, los estados de México, Veracruz y Querétaro sobresalen con el 51% de la producción total de papel, correspondiendo el 30% al primero de ellos. Por otra parte, en cuanto a producción de celulosa, los estados de Veracruz, México, Chihuahua, Jalisco y Oaxaca aportan el 81.4%, correspondiendo el 20% a Veracruz.

En la República Mexicana, el problema de la contaminación no sólo se expresa en los grandes conjuntos urbanos, sino que se extiende al medio rural, a poblados, ríos, lagos y mares; pero donde se acentúa este problema es en las áreas más pobladas e industrializadas.

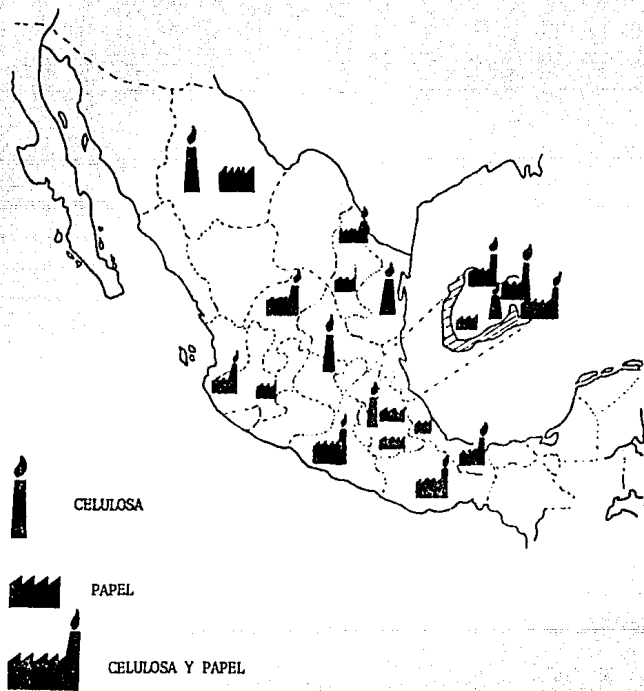


FIG. 1. LOCALIZACION DE INDUSTRIAS PRODUCTORAS DE CELULOSA Y PAPEL (25)

El diagnóstico que a este respecto formula el Programa Nacional de Salud 1984-1988 señala los siguientes puntos fundamentales:

a) De las 320 cuencas existentes en el país, 12 reciben el 54% de la carga orgánica desechada.

b) Las ciudades que generan mayor descarga de aguas negras son la de México (45 m³ /seg), Guadalajara (8.5 m³ /seg) y Monterrey (9.6 m³ /seg).

c) Datos de 1978 revelan que de 851 sistemas de aguas negras sólo a 350 se les aplicaba algún tipo de tratamiento y sólo 11 de 1000 ciudades que tenían servicios de alcantarillado contaban con tratamiento de aguas residuales.

d) De las 90 ciudades con más de 40,000 habitantes, únicamente se ha otorgado certificado de calidad del agua potable a dos de ellas: México y Puerto Vallarta.

e) Las deficiencias de equipo sanitario y el inadecuado mantenimiento de sistemas de abastecimiento propicia que la potabilidad del agua disminuya un 50%.

f) La contaminación de la zona litoral es creciente.

g) Las industrias que más contaminan los cuerpos de agua son la azucarera, celulosa y papel, petrolera, petroquímica y química.

México cuenta con 320 cuencas hidrológicas las cuales se clasificaron con respecto a su nivel de contaminación. De las cuencas con mayor problema en cuanto a contaminación en orden decreciente se tienen:

- | | |
|----------------|----------------|
| 1. Pánuco. | 7. Culiacán. |
| 2. Lerma. | 8. El Fuerte. |
| 3. Balsas. | 9. Coahuayana. |
| 4. Río Blanco. | 10. Nazas. |
| 5. Guayalejo. | 11. Conchos. |
| 6. San Juan. | |

La cuenca Lerma-Chapala-Santiago tiene el 2o lugar y es la que mayor atención requiere, ya que sus fuentes de contaminación se encuentran diseminadas a lo largo de la cuenca. Las descargas principales son de la población, industria azucarera, productos químicos, petróleo y petroquímicos, bebidas alcohólicas, productos lácteos y la industria textil.

El área más industrializada es la del corredor Querétaro-Celaya - Salamanca - Irapuato. Las descargas se originan principalmente en industrias de refinación de petróleo, petroquímica, productos químicos, procesamiento y empaquetado de alimentos, elaboración de productos lácteos, elaboración de azúcar y alcohol de caña, entre otras.

La cuenca del Pánuco es la que mayor carga orgánica soporta, debido principalmente a la influencia del Distrito Federal, que aporta el 93% del total.

En el estado de Veracruz, el primer punto de contaminación lo constituyen las descargas municipales de las poblaciones ubicadas sobre o cerca de las riberas del Río Blanco. Las descargas de aguas residuales industriales provienen de la industria textil, de cervcerías, de la industria de la celulosa y papel y de la producción de café. En esta zona del país se tienen grandes

problemas de contaminación de sustancias tóxicas, sobre todo de origen químico ó petroquímico, a lo largo de la corriente hasta las lagunas de Alvarado.

En la cuenca de los ríos Zahuapan y Atoyac, en los estados de Tlaxcala y Puebla, se tienen problemas sobre todo en el tramo inicial del río Zahuapan, producido principalmente por las aguas residuales de fábricas de celulosa y papel, textiles, productos lácteos y productos químicos.

La contaminación de la cuenca del río Guayalejo, así como la del río Culiacán, se debe principalmente a la industria azucarera. La cuenca del río San Juan está afectada por las descargas de la industria metalúrgica, beneficio de minerales, embotelladoras, productos químicos, textiles, cervceras, de papel y productos conexos.

La cuenca del Río Fuerte tiene las descargas de la industria azucarera, productos químicos y elaboración de productos del mar. A la cuenca del río Coahuayana van las descargas de la industria azucarera y la industria papelera. En la cuenca del río Nazas las descargas principales son de las industrias metalúrgica, productos químicos y productos lácteos. A la cuenca del río Conchos van las descargas de las industrias del cuero, papel, petroquímica, productos químicos y extractiva.

Como puede verse, en México las cuencas hidrológicas que reciben descargas de la industria de pulpa y papel son: Río Blanco, Zahuapan y Atoyac, San Juan, Coahuayana, Nazas y Conchos.

Entre las principales poblaciones que contribuyen con la aportación de contaminantes en dichos cuerpos de agua se

encuentra la ciudad de Apizaco, en el estado de Tlaxcala. En esta ciudad las descargas principales corresponden a efluentes municipales, industria de celulosa y papel y de productos químicos; las cuales van sin tratamiento previo a ríos y arroyos, desembocando los ríos Atenco y Zahuapan a la barranca de Atlixaco. En la Figura 2 se muestra el croquis de localización de descargas en la ciudad de Apizaco, Tlaxcala.

1.3. Proceso de producción del papel

La fabricación del papel se puede dividir en dos fases: transformación de la madera en pasta y fabricación del producto final. Las materias primas que se usan generalmente en la fase de transformación a pasta son: madera, trapos de algodón o hilo, paja, cáñamo, esparto, lino y yute, o papel viejo. Estos materiales se reducen a fibras que a continuación se refinan, a veces se blanquean y se secan. En la fábrica de papel, que frecuentemente está integrada en una sola planta con el proceso de obtención de la pasta, éstas se combinan y se cargan con aditivos; se agregan los acabados, y el producto se transforma en láminas u hojas. Los materiales aditivos más comúnmente usados son arcilla, talco y yeso. Los cuatro principales tipos de pasta son mecánica, a la sosa, Kraft (al sulfato) y al sulfito.

La industria de la celulosa y el papel es una gran consumidora de agua debido a que la pulpa es lavada con ella en varios puntos dentro del proceso y a que el agua se usa para transportar las fibras de pulpa desde su producción inicial en la

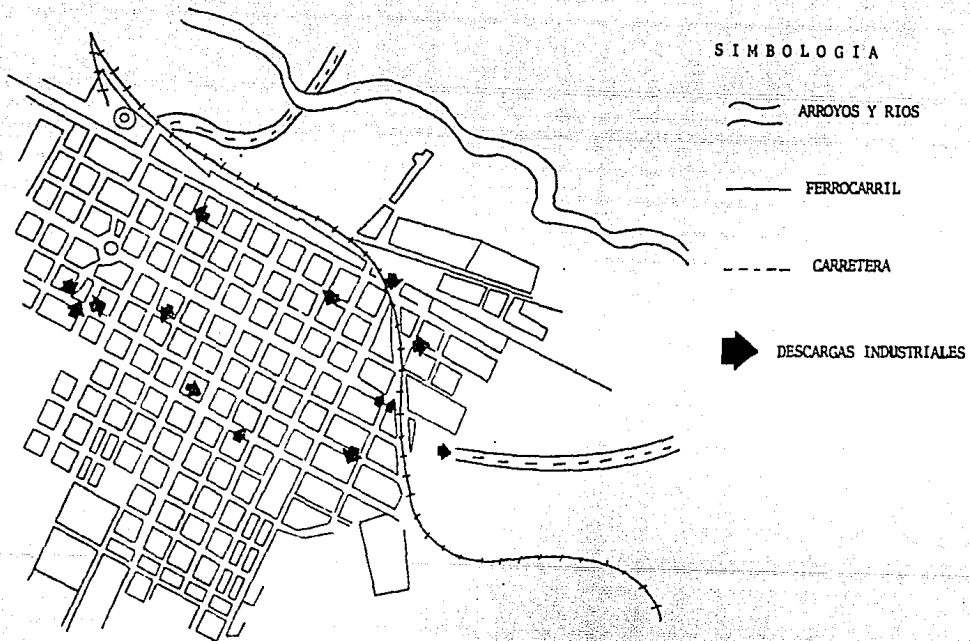


FIG. 2. CROQUIS DE LOCALIZACION DE DESCARGAS DE LA CD. DE APIZACO, TLAXCALA (13)

planta de pulpa (a través de varias operaciones de refinación) y finalmente a la fábrica de papel, donde puede introducirse una concentración de lechada que es 99% agua y sólo 1% fibra (llamada de 1% de consistencia en la terminología de las plantas de papel). Mientras que en las plantas más antiguas se llegaba a usar tanto como 200 m³/ton de producto terminado de papel, las plantas modernas han cerrado sus sistemas para reducir la cantidad de agua requerida y, por lo tanto, reducir también el volumen de desechos por tratar. En una planta moderna de pulpa y papel sin blanquear en la que se produce cartón de revestimiento, el consumo puede ser tan bajo como de 40 m³/ton y, en una planta de pulpa y papel blanqueado, los requerimientos pueden ser de aproximadamente 60-80 m³/ton.

El proceso de fabricación del papel implica, ante todo, una selección de la mezcla adecuada de pasta (madera, trapos, lino, yute, paja, periódicos viejos, etc.). El papel y el cartón de desperdicio constituyen una fuente importante de materia prima para la industria papelera. Estos desperdicios son clasificados y una selección entre los diferentes grados y sus precios determinan cómo se reprocesan, así como el tipo de hoja terminada producida y su costo. Hay alrededor de 40-50 grados que varían en calidad, desde los recortes limpios de un papel convertido (como material de sobres) hasta periódicos y bolsas.

La materia prima se reduce a una pulpa fluida por agitación con agua caliente en un tanque de mezclado. Las cuerdas, alambres, pinzas para papel y desechos variados se separan en este punto (Tabla 4). El tanque de mezclado consiste

esencialmente en un depósito alargado provisto de un cilindro rotativo que lleva adosadas cuchillas sin filo, cuya misión es disgregar las fibras aglomeradas y mezclar concienzudamente todo el contenido del depósito. Si el material es papel impreso y la pulpa terminada debe ser equivalente a pulpa virgen, debe destintarse. Esta operación incluye el calentamiento del material a 65 °C (150 °F) aproximadamente y la adición de agentes químicos que liberen la tinta de la fibra. Después de esto, el material es tamizado y lavado, ya sea por flotación o en lavadores de balcón. En este punto la arcilla y otros rellenos, que pueden constituir tanto como el 15% del peso de la materia prima, se separan y sacan del sistema con la tinta. El lavado produce inicialmente un flujo bastante fuerte que progresivamente va siendo más diluido. Después del batido, la pulpa se refina, generalmente, en una máquina "Jordan", consistente en un cono hueco sin movimiento, con cuchillas salientes en su superficie interior, que va acoplado sobre un cono ajustable que gira rápidamente y que está provisto de cuchillas similares en su superficie exterior. Esta máquina corta las fibras al tamaño final deseado. La pulpa pasa entonces a tanques almacenadores, en los que se almacena, mezcla y ajusta a la consistencia uniforme adecuada para la fabricación del papel. Finalmente, la pasta se tamiza para eliminar bultos o manchas de hongos, ya que esto rebaja la calidad del producto final.

(12)

TABLA 4. CLASIFICACION DE IMPUREZAS

1. RECHAZOS PESADOS:

- Rechazos pesados de tamaño grande y muy densos como piezas de acero, hojas de metal, alambres de empaque y piedras grandes.
- Rechazos pesados de tamaño mediano como vidrio, grapas, clips, agujas, piedras chicas, etc.
- Rechazos pesados finos como arenas.

2. RECHAZOS LIGEROS:

- Rechazos ligeros grandes como hule, fibras sintéticas, adhesivos, cuerdas y pedazos de pastas de libros.
 - Astillas de madera, cerdas, corteza y materiales similares.
 - Pedazos de papel sin desfibrar, látex y partículas de poliestireno.
 - Hojas de plástico extendidas, hojas de celofán y recubrimientos de barniz.
-

A continuación, la pasta se distribuye en forma uniforme desde un depósito a una cinta transportadora constituida por un fino tamiz metálico, conocida como máquina Fourdrinier (Fig. 3), y se lleva a los rodillos. Una pequeña parte del agua contenida en la pulpa pasa a través del tamiz, mientras que las fibras más

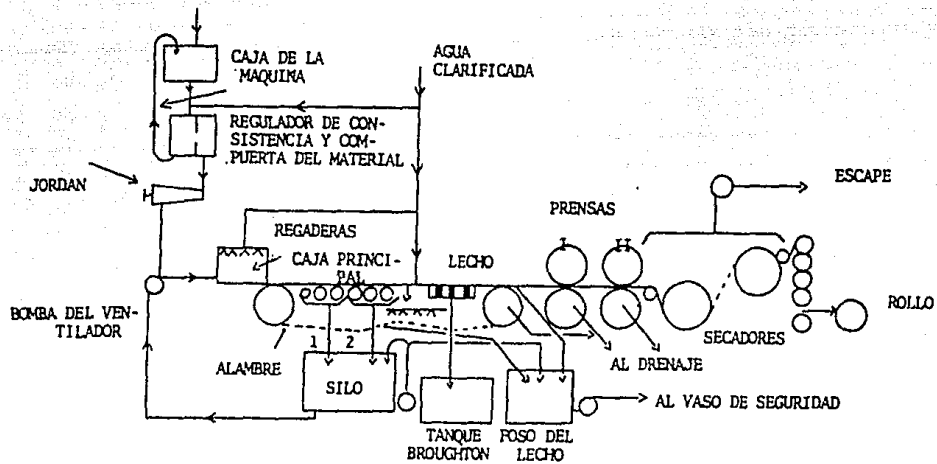


FIG. 3. DIAGRAMA DE FLUJO SIMPLIFICADO DE LA MAQUINA DE PAPEL FOURDRINIER (19)

largas se depositan sobre él, formando una hoja o manta fina. Con el agua, pasan también a través del tamiz una parte considerable de las fibras finas y algunos de los productos de relleno. A causa de su color, se da a esta agua residual el nombre de agua blanca. La hoja o papel pasa luego por una serie de rodillos; un rodillo tamiz para eliminar desigualdades situado en el extremo de la cinta transportadora, un rodillo de succión para extraer más agua, rodillos de presión y de secado para librar al papel de casi toda el agua restante y unos rodillos finales de acabado (calandrias) que producen la forma final del papel.

La hoja que sale de la máquina Fourdrinier, llamada tejido húmedo, puede contener entre 2 y 4 kg de agua por kg de fibra (20-33% de consistencia). Tiene muy poca fuerza, por lo que es necesario un balance muy delicado entre la salida de la máquina Fourdrinier y el paso por los rodillos prensadores para evitar que el tejido húmedo se rompa. La hoja sale de la sección del fieltro con un contenido de humedad de sólo 20-24% y al final de la sección de secado se tiene la hoja de papel como producto terminado con un contenido de humedad de menos del 6%.

Los productos finales se usan para muchas aplicaciones: papel de imprenta, papel de periódico, de envolver, papel pergamino, de escritura, sanitario o "tissue", papel impermeable para envolver alimentos, etc. La Figura 4 es un esquema o diagrama de los procesos de fabricación del papel.

Existen muchos problemas relacionados con el agua en la planta de pulpa, además de los ya mencionados. Entre éstos está la contaminación del condensado de vapor, la descarga de desechos

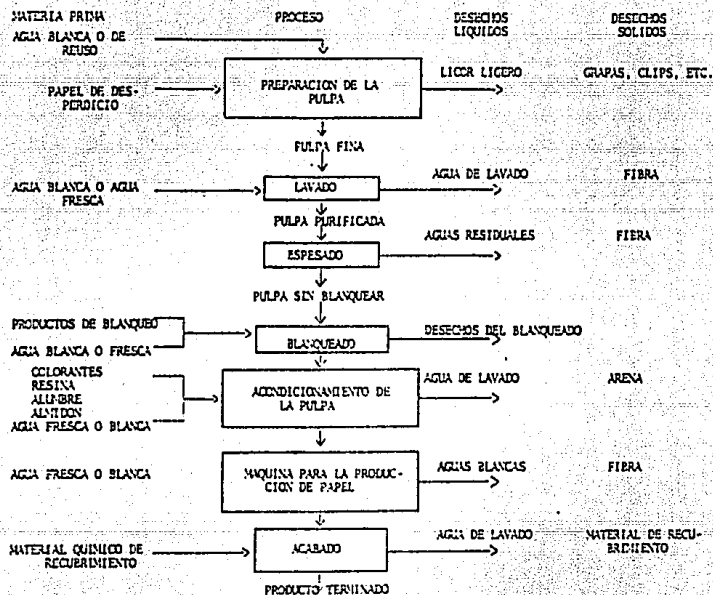


FIG. 4. DIAGRAMA GENERAL DE PROCESOS, MATERIA PRIMA Y DESECHOS (4)

concentrados que no pueden recuperarse, el agua irrecuperable que contiene materia orgánica y otros agentes reductores que producen una carga sobre la planta de tratamiento de desechos. Uno de los problemas principales es la formación de espuma inducida por la naturaleza tensoactiva de parte de la materia orgánica extraída de la madera. Generalmente se necesitan agentes químicos para controlar la espuma en los tamices y lavadores a fin de mantener la capacidad de producción.

Un problema más difícil de controlar es la producción de incrustaciones en los evaporadores, donde el aumento gradual en la concentración de sólidos tanto inorgánicos como orgánicos hace que se excedan los límites de solubilidad del sulfato de calcio y otros materiales. Es práctica común poner a hervir el evaporador con agua en forma programada para mantener esto bajo control. A veces, el agua usada en la ebullición puede ser recuperada si se halla lo bastante concentrada para justificar que sea puesta en el circuito del evaporador; algo del agua usada para esta operación, sin embargo, debe desecharse y esto impone una carga sobre la planta de tratamiento de desechos.

Así como sucede en muchas otras operaciones industriales en que se usa agua, la corrosión es una amenaza constante; en gran parte se mantiene bajo control por la selección de aleaciones o plásticos adecuados, pero aún las aleaciones pueden estar sujetas a corrosión donde la actividad microbiana pueda causar depósitos microbianos (conocidos como lama). Afortunadamente, muchos de los circuitos están algo calientes, lo que en parte previene el crecimiento de lama, pero con frecuencia la actividad microbiana se desarrolla en las áreas más frías del sistema de la planta de

celulosa.

En la fábrica de papel a veces se instalan limpiadores centrífugos en el sistema de la máquina de papel para purificar el agua blanca reciclada. Hay varias clases de recipientes de seguridad de los usados para recuperar fibra del agua blanca en exceso; uno bastante común es el clarificador de flotación de aire disuelto. En una unidad de este tipo, es usual una reducción de fibra suspendida desde una concentración de 200-300 mg/L hasta residuos de 25-50 mg/L; así se produce material flotante de una consistencia de aproximadamente 5%.

Las pérdidas de fibras tienen generalmente un valor medio del 3%. En los llamados "sistemas cerrados" el agua blanca se recircula y se vuelve a utilizar, reduciéndose las pérdidas de fibras al 0.1%. Sin embargo, esta tendencia a ajustar el sistema del papel para reducir el consumo de agua ha resultado en un aumento en el contenido de sólidos tanto inorgánicos como orgánicos en el sistema de agua blanca, acentuando los problemas del control de lamas y de corrosión. La formación de espuma es otro de los problemas relacionados con el agua que se ha acentuado al cerrar el circuito de agua blanca de las plantas papeleras.

1.4. Características de los efluentes de fabricación de pulpa y papel

A los efluentes generados por la industria del papel se les conoce como aguas blancas. Reciben este nombre debido al color blanco que adquiere el agua por el constante lavado de la pulpa y la adición de blanqueadores.

Puede calificarse a las aguas blancas como un efluente de concentración moderada-alta de materia orgánica, con alto contenido de material particulado (sólidos suspendidos) y rica en sales (sólidos disueltos). El estudio del río Ohio da análisis típicos de todas las clases de efluentes de la fabricación de pasta y papel (Tabla 5). En la Tabla 6 se muestran los análisis de muestras compuestas de 24 horas del efluente combinado de fábricas modernas de pasta no blanqueada al sulfato (proceso Kraft). Un estudio realizado en fábricas de pulpa y papel de Wisconsin en 1946 puso de manifiesto la amplia variación existente en las características de todos los tipos de residuos de fabricación de pulpa y papel (Tabla 7). El carácter del efluente generado de las fábricas por proceso Kraft varía algo, dependiendo de los métodos y procedimientos de blanqueo, los sólidos en suspensión varían entre 20 y 60 ppm y son principalmente fibras (alrededor del 0.5% del producto total); las concentraciones de sólidos disueltos varían desde 1,000 a 1,500 ppm, el 60% de los cuales son cenizas; los valores de DBO varían entre 100 y 200 ppm ó 9 a 18 kg/ton de producto, aunque este último parámetro, dada la presencia de posibles sustancias

tóxicas en las aguas residuales, no es muy confiable para medir su nivel de contaminación.

Puesto que el proceso de fabricación de pasta a la sosa es muy similar al proceso Kraft, los efluentes son similares.

TABLA 5. RESULTADOS ANALITICOS TIPICOS DE LOS EFLUENTES DE
(20)
FABRICACION DE PASTA Y PAPEL

PRODUCTO	DBO 5 (mg/L)	SOLIDOS SUSPENDIDOS (mg/L)
PASTA:		
Pasta mecánica	645	-----
A la sosa	110	1,720
Al sulfato (Kraft)	123	-----
Al sulfito	443	-----
PAPEL:		
Con blanqueo	24	156
Cartón de pasta	965	1,790
Destintado de papel usado	300	-----

El efluente proveniente del proceso de pasta al sulfito ha sido descrito como una solución diluida, muy corrosiva, que contiene alrededor de la mitad de los sólidos de la pulpa de madera. Estos sólidos pueden contener hasta el 65% de ácido lignosulfónico, el 20% de azúcares reductores, el 8.4% de derivados de dióxido de azufre y azúcar, y el 6.7% de calcio.

(20)

TABLA 6. CARACTERISTICAS DE LOS EFLUENTES DE FABRICACION KRAFT

CARACTERISTICAS	MAXIMO	MINIMO	PROMEDIO
pH	9.5	7.6	8.2
Alcalinidad total(ppm)	300.0	100.0	175.0
Sólidos suspendidos totales(mg/L)	300.0	75.0	150.0
Sólidos volátiles, t	90.0	80.0	85.0
DBO ₂₀ (mg/L)	350.0	100.0	175.0
DBO ₅ Color	500.0	100.0	175.0

TABLA 7. RESULTADO DE UN ESTUDIO REALIZADO EN FABRICAS DE PASTA Y
PAPEL EN WISCONSIN (20)

TIPO DE FABRICA	VERTIDO (L/ton)	SOL. SUSP.(kg/ton)		DBO ₅ (kg/ton)
		FIJOS	VOLATILES	
PAPEL:				
Para libros	49,474	13.063	10.206	40
Tissue	87,237	2.585	13.789	47
De envolver	107,615	8.119	14.152	56
Papel cartón	21,196	0.408	4.944	11
PULPA:				
Kraft	245,412	15.241	27.760	451
Sulfito	191,029	1.678	17.055	2,857
Pasta mecánica	8,713	0.068	5.080	20

La concentración de sólidos puede variar entre el 6 y el 16% y puede contener de 181.1 a 272 (o más) kgDBO/ton de pulpa. Los compuestos de azufre tienen una "demanda inmediata de oxígeno" que corresponde aproximadamente al 11% de la DBO en 5 días. Los azúcares (hexosas y pentosas) representan alrededor del 65% de la DBO. Aunque las ligninas constituyen más de la mitad de los sólidos contenidos en este residuo, su aportación a la DBO es pequeña (precisamente por su baja biodegradabilidad). Este efluente contiene de 10-12% de sólidos. Los componentes principales del licor son los siguientes: SO₂ libre y combinado, ácidos volátiles, alcoholes, acetona, furfural, azúcares y lignina.

Un análisis del efluente de una fábrica típica de pulpa por el proceso semi-químico se muestra en la Tabla 8.

TABLA 8. COMPOSICION DEL RESIDUO DE FABRICA TIPICA DE PASTA AL SULFITO⁽²⁰⁾

COMPONENTE	LICOR DE DIGESTOR (ppm)	LICOR DE TINA DE DESCARGA (ppm)
Sólidos totales	111,100	38,700
Sólidos volátiles	101,000	34,000
Cenizas	10,000	4,700
Calcio	3,990	1,550
Sulfato total	31,200	8,620
DBO, 20 días	42,900	8,620

Por el tipo y la cantidad de contaminantes que caracterizan a las aguas residuales de esta industria, sus descargas a los cuerpos de agua, además de impedir o limitar su uso, producen efectos adversos en los ecosistemas, por lo que es necesario fijar los límites máximos permisibles de contaminantes en estas descargas. Con este fin, se creó en México en 1988 la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la cual establece que todas las descargas de aguas residuales en los cuerpos de agua deberán satisfacer las normas técnicas ecológicas que establezcan los límites máximos permisibles de contaminantes.

En el Diario Oficial del 4 de agosto de 1988 se expidió la norma técnica ecológica NTE-CCA-015/88, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria de la celulosa y el papel (Tabla 9), el 14 de diciembre de 1988 se expidió la norma técnica ecológica NTE-CCA-024/88, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen (Tabla 10), y la norma técnica ecológica NTE-CCA-025/88, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada (Tabla 11).

Los objetivos generales de este proyecto contemplan el tratamiento biológico de las aguas residuales de fábricas de celulosa y papel, tanto por métodos aerobios como anaerobios, con el fin de establecer uno o varios arreglos de los sistemas de tratamiento que permitan la purificación de las aguas de desecho

con el mínimo costo, considerando la producción de biomasa y/o biogas como subproductos; así como desarrollar modelos matemáticos que simulen el comportamiento de las biocomunidades que proliferan en cada uno de los sistemas de tratamiento que se establezcan. El objetivo específico de este subproyecto es el estudio del tratamiento de las aguas blancas de la industria papelera en un reactor de biodiscos a nivel de laboratorio, con el fin de establecer la viabilidad del uso de reactores biológicos rotatorios como tratamiento secundario para este tipo de efluentes.

TABLA 9. LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGAS PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA DE CELULOSA Y PAPEL (NTE-CCA-015/88)

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES	
	promedio diario	instantáneo
pH (unidades de pH)	6 - 9	6 - 9
demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	200	240
sólidos suspendidos totales (mg/L)	200	240
sólidos sedimentables (mg/L)	8	8.2
grasas y aceites (mg/L)	50	60

TABLA 10. LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGAS PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA ELABORADORA DE PAPEL A PARTIR DE CELULOSA VIRGEN (NTE-CCA-024/88)

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES	
	promedio diario	instantáneo
pH (unidades de pH)	6 - 9	6 - 9
demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	125	150
sólidos suspendidos totales (mg/L)	125	150
sólidos sedimentables (mg/L)	4	5
grasas y aceites (mg/L)	30	36

TABLA 11. LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGAS PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA ELABORADORA DE PAPEL A PARTIR DE FIBRA CELULOSICA RECICLADA (NTE-CCA-025/88)

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES	
	promedio diario	instantáneo
pH (unidades de pH)	6 - 9	6 - 9
demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	200	240
sólidos suspendidos totales (mg/L)	200	240
sólidos sedimentables (mg/L)	8	9.6
grasas y aceites (mg/L)	50	60

TRATAMIENTO EXTERNO DE LOS EFLUENTES DE FABRICAS DE PAPEL

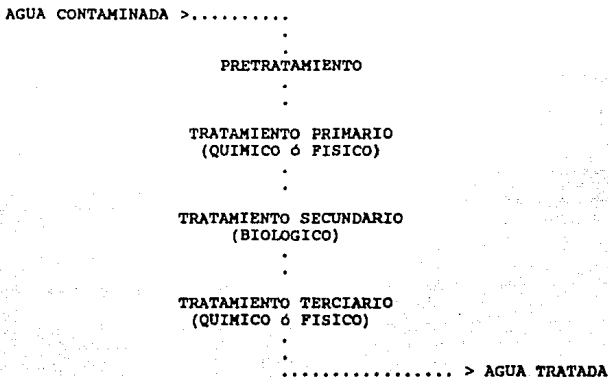
El tratamiento de los efluentes de las fábricas de papel se encuentra todavía en sus comienzos, aunque se han efectuado y publicado investigaciones a nivel planta piloto y prototipo. El sistema de tratamiento se debe construir sólo después de un estudio completo de todas las demás posibilidades, puesto que su costo se considera alto en relación con el valor del producto que se obtiene. Por lo tanto, las limitaciones económicas han obligado a la industria a buscar la recuperación de subproductos más que el tratamiento.

Los procesos de recuperación en las fábricas de papel implican la utilización de sistemas de seguridad en circuitos cerrados parcial o totalmente. Estos sistemas no se instalan únicamente como medios preventivos del tratamiento, sino con vistas a la recuperación de fibras y aditivos.

La mayor parte de las plantas de tratamiento de agua para fábricas nuevas se diseña basándose en experiencias anteriores y en prácticas de operación que pueden ser bastante distintas a las experiencias que se hallarán en la planta según las restricciones para el control de la contaminación vayan haciéndose más estrictas. Una de las consecuencias de las reglamentaciones más estrictas sobre descargas puede ser una disminución de la calidad del producto; por ejemplo, se asocia la brillantez con la calidad del papel fino, y no hay duda de que la brillantez que puede lograrse actualmente va más allá de la requerida para la

legibilidad de libros y de documentos. Esta brillantez se logra a expensas de tratamientos químicos más severos durante el proceso, lo que se añade a la carga de contaminación.

El tratamiento externo de estos efluentes se clasifica en tratamiento primario y secundario, siguiendo el siguiente esquema general:



2.1. Tratamiento primario

El tratamiento primario se basa en los procesos de filtración, flotación, sedimentación y precipitación química.

a) Filtración

Los sistemas de filtración son generalmente variaciones del sistema de rejillas o filtros giratorios, cilíndricos, cribas, que eliminan los sólidos en suspensión en forma de capa, que se retira del cilindro y se devuelve al sistema de fabricación del papel. Frecuentemente se utilizan tanques de sedimentación o de

otro tipo para separar la materia en suspensión por diferencia de densidad. Estos equipos se basan en el principio de que una partícula suspendida en una solución de aguas residuales precipitará a una velocidad constante con respecto a la solución mientras que la partícula permanece aislada. Cuando se une con otras partículas su tamaño, forma y densidad resultante cambiará, lo mismo que su velocidad de precipitación: se produce un incremento en la velocidad.

b) Flotación

En los aparatos de flotación se eliminan las fibras en suspensión y otras partículas sólidas en forma de nata que flotan sobre la superficie del depósito. Es un método muy eficaz para ciertas fibras que tienen la tendencia a flotar cuando se encuentran en suspensión, manteniéndose a flote por medio de minúsculas burbujas de aire disueltas en el líquido residual. Generalmente se obliga al aire a que entre en el agua sometido a una presión de unos 294 kPa y se libera en un depósito flotador abierto que se encuentra bajo presión atmosférica, o con un ligero vacío. Con gran frecuencia la eficiencia en la recuperación es superior al 95% de los sólidos en suspensión. La recuperación de las aguas de fabricación clarificadas se efectúan mediante recirculación en los molinos de pasta de estas mismas aguas, de las cajas de distribución y de los rociadores. Una dificultad con la que se ha tropezado al efectuar la recirculación del agua de fabricación clarificada ha consistido en la acumulación de crecimiento gelatinoso de algas, tanto en el punto de mezcla como en el equipo de fabricación. Se reducen

muchísimo los porcentajes de producción de la máquina de papel y disminuye también el valor comercial del papel que se fabrique. Para controlar estas acumulaciones se cloran las aguas, se suelen añadir productos mercuriales orgánicos y se controla el medio ambiente (pH y temperatura).

Aunque estos equipos se utilizan para las aguas blancas de la fabricación del papel teniendo como fin principal su clarificación (para reutilizarlas) y la recuperación de fibra, todavía se les puede considerar como parte del equipo del proceso. Naturalmente la separación de la fibra da como resultado unas pérdidas menores de sólidos al colector y por consiguiente, unos efluentes de menor intensidad contaminante.

c) Sedimentación

La sedimentación es el método común para el tratamiento completo y final de los efluentes de fábricas de papel, ya que la utilización de los depósitos está restringido al interior de la fábrica. A pesar del uso de depósitos de recolección en la planta, existen pérdidas al colector que es imposible evitar. En muchas fábricas de papel se han instalado tanques de sedimentación generalmente circulares y contruidos de acero u hormigón, que dan un tratamiento eficaz. Los diámetros varían de unos 6 a 36.5 m; los sólidos extraídos tienen una concentración de 4 a 15%, con un promedio de 6 a 8%. Los materiales de relleno que se hallan presentes en el efluente hacen que la clarificación final sea difícil; los efluentes suelen contener generalmente por lo menos 30 ppm de sólidos en suspensión, a menos que se usen clarificadores de tipo ascendente.

d) Precipitación química

Este método se utiliza para eliminar los coloides y los colorantes. En general se ha eludido el uso de productos químicos en el tratamiento de residuos de la fabricación del papel, ya que hacen aumentar la cantidad de lodos que hay que eliminar. Sin embargo, algunas fábricas han utilizado este método. Una fábrica de Indiana (en E.U.A.) que usa pasta al sulfito, trata todos los residuos con sulfato de aluminio. Los lodos se secan en lechos y el afluente se recircula introduciéndole nuevamente en el proceso. Una papelera de Michigan utiliza precipitación química y obtiene una reducción de un 64% en la DBO, algo más alta de lo permitido por las normas ecológicas vigentes (9).

El proceso Howard es una precipitación en tres fases, usando la cal como coagulante, hasta llegar a un pH final de 11. En la primera fase se sedimenta el sulfuro de calcio, que se disuelve en forma de pasta semilíquida para pasar al licor de cocción. En la segunda fase se precipita la lignina, que se convierte en una torta en un filtro rotativo. En la tercera fase, la sedimentación elimina cualquier materia coloidal que quede cuando el pH se eleva a 11. Se obtiene una eliminación de DBO⁵ de alrededor del 40%, aunque en ocasiones se ha afirmado haber conseguido rendimientos algo mayores. El proceso en realidad es de recuperación y no de tratamiento, aún cuando se utilice la precipitación química. La lignina se usa como combustible, así como en la fabricación de plásticos, producción de taninos, como agente contra la formación de cascarillas y de espuma en calderas y en la fabricación de la vainilla sintética.

El proceso Strehlenert es similar al Howard, con las siguientes diferencias: el agente precipitante es el yeso y los licores se calientan a 160 °C en recipientes a presión; se desprende dióxido de azufre, que se utiliza de nuevo en los licores de cocción; se precipita lignina, que se usa como combustible, en casi todos los países, excepto E.U.A.

El problema de la eliminación del color en los afluentes de las fábricas de papel se ha venido haciendo cada vez más acuciante. Es posible eliminar el color tratando los afluentes con grandes dosis de cal hidratante, pero ello da como resultado grandes volúmenes de fangos o lodos hidratados, cuyo secado presenta grandes dificultades. Esto ha sido un importante obstáculo en la solución del problema de la eliminación del color. Como consecuencia de las grandes cantidades de cal utilizadas y por consideraciones económicas se aplica un tratamiento para la recuperación del calcio contenido en los fangos, por medio de una carbonatación en caliente.

Un estudio de diversos métodos de tratamiento químico de los residuos de fábricas de papel de desecho indicó que, en general, la mayoría de los coagulantes que proporcionaban una buena clarificación producían también cantidades excesivas de lodos y realizaban una reducción de la DBO₅ relativamente pequeña. Un tratamiento químico en tres fases, en donde se utilizaban FeCl₃, H₂SO₄, y Al₂(SO₄)₃ en etapas sucesivas, dio como resultado una reducción total de la DBO₅ de un 50% y un volumen acumulado de lodos del 27%, con una reducción de la turbidez superior al 82% y un efluente prácticamente carente de color. Todos los demás coagulantes simples o combinaciones de coagulantes químicos,

produjeron reducciones menores de la DBO .
5

2.2. Tratamiento secundario

Todos los efluentes generados en la industria del papel son susceptibles al tratamiento biológico para reducir la DBO . En consecuencia, se obtienen beneficios tales como la reducción de la toxicidad para la vida acuática, la reducción en la tendencia espumante, reducción de la turbidez debida a aditivos y recubrimientos inorgánicos, y eliminación de la producción de lodos en los cuerpos receptores. El sistema de biotratamiento produce una pequeña reducción en el color del efluente.

Los tratamietos biológicos aerobios más comúnmente usados en la industria de pulpa y papel incluyen:

I. SISTEMAS FLOCULADOS

1. Lagunas de oxidación
2. Lagunas aeradas de estabilización
3. Proceso de lodos activados y varias modificaciones subsecuentes
4. Sistemas de biotratamiento en dos estados

II. SISTEMAS DE BIOPELICULA

1. Reactores biológicos rotatorios
2. Reactores de lecho fluidificado ("fluidizado")

I. SISTEMAS FLOCULADOS

El primer sistema floculado adoptado por la industria fue el de lagunas de oxidación.

1. Lagunas de oxidación (LO)

Este sistema fue creado como respuesta a las necesidades de limitar el flujo de efluente a corrientes en periodos de bajo flujo en los ríos. De este modo, en el sur de Estados Unidos, donde los terrenos son relativamente baratos, fueron construidas grandes lagunas de almacenamiento. Estas lagunas proveen un ambiente para el crecimiento de organismos y así se lleva a cabo el tratamiento biológico. Un 50-90% en la reducción de la DBO₅ es obtenida con una carga de 4.89 a 5.80 X 10⁻⁵ kg/m³/día con un tiempo de residencia hidráulica de 20 a 60 días. Este tipo de tratamiento tiene dos principales ventajas, es capaz de amortiguar derrames accidentales de fuertes desechos sin desajustarse y no presenta dispositivos mecánicos con sus inherentes problemas de mantenimiento. Un problema potencial es la estratificación del desecho caliente que cruza la superficie del depósito de agua. Esto pueda simplificarse usando una barrera que causa que el efluente entre al fondo de dicho depósito.

Cuando se utilizan las lagunas de oxidación como tratamiento, va normalmente precedida por un sistema de alta velocidad depurativa con el fin de producir la corriente que cubra de modo más estricto los estándares de calidad del agua.

2. Lagunas aeradas de estabilización (LAE)

La laguna aerada de estabilización (aerated stabilization basin en inglés) es una extensión natural del concepto de las lagunas de oxidación, la cual es capaz de incrementar la carga contaminante suministrada al sistema y la velocidad de estabilización. Con el fin de incrementar la velocidad de la actividad biológica, es necesario incrementar la velocidad de aeración por medios mecánicos y la adición de nutrientes al sistema. Para sistemas de alta velocidad es recomendable que los nutrientes sean adicionados en un intervalo de 100:5:1 como DBO :N:P. Esto puede ser el límite superior para un sistema de lagunas aeradas de estabilización. Una fábrica reporta buenos resultados con 0.18 kg (0.4 lb) de P y 1.73 kg (3.8 lb) de N por 100 lb (45 kg) de DBO₅ removido. A muchos efluentes no se les adiciona fósforo y, como regla empírica, se adiciona nitrógeno en una proporción de 50:1, DBO₅ :N, para un tiempo de residencia de 10 a 15 días. Los nutrientes comunes adicionados son amoníaco y ácido fosfórico.

En la industria de pulpa y papel, un tiempo de residencia de 5 a 10 días es común, pero muchos sistemas tienen tiempos de residencia hasta de 15 días. Con estos tiempos de residencia, las eficiencias de remoción están normalmente en el intervalo de 80 a 90%, produciendo un efluente con una DBO₅ de alrededor de 30 mg/L. Para una máxima eficiencia, es necesario mantener el nivel de oxígeno disuelto residual en la laguna de 0.5 ppm. Esto usualmente requiere entradas de 1.1 a 1.3 kg de oxígeno por kg de DBO₅ removido. La mayoría de las instalaciones usan aeración mecánica con aeradores, tanto de alta velocidad (directo) como de

baja velocidad (engranados), que proveen esta entrada. Si las lagunas tienen un fondo irregular o es profundo, un sistema de aeración difuso puede ser usado, pero tales sistemas requieren fuentes de alta potencia. Estos sistemas tienen pocos problemas. Un aerador bien diseñado podrá disolver 2.43 a 3.04 X 10⁻² kg/Watt/día de oxígeno (40 a 50 lb de oxígeno por HP-día). La industria tiende hacia el uso de unidades de alta potencia formadas de pequeñas unidades con 5.6 a 7.5 X 10⁴ Watts (75 a 100 HP) en existencias de tamaño comercial. En adición, para satisfacer los requerimientos de oxígeno disuelto debe producirse bastante potencia para asegurar un mezclado completo en la laguna para evitar que los sólidos se asienten.

Un problema con un sistema de lagunas es la generación de sólidos biológicos. Dado que la mayoría de los sistemas no están equipados con un clarificador secundario no hay generación de lodos. El menor aumento de material biológico suspendido generado sale del sistema junto con el efluente. En el diseño de un sistema LAE es importante conservar un régimen de carga por debajo de 0.002 kg/m³/día (2000 lb/acre/día) con el fin de conservar los sólidos biológicos suspendidos, generados en el intervalo de 0.1 a 0.2 kg por kg de DBO₅ removido.

A temperaturas desde 20 a 45 °C no hay dificultades porque los microorganismos son digeridos por autólisis. Esto generalmente resulta en un efluente con sólidos suspendidos de alrededor de 50 mg/L. Cuando la temperatura cae, se incrementa el desperdicio biológico, del cual algo puede ser removido. Sin embargo, estos sólidos no se asientan satisfactoriamente en

aparatos de clarificación convencionales ni son adecuadamente removidos por aparatos convencionales de filtración mecánica. Es posible la remoción de estos sólidos con una combinación de coagulantes químicos y filtración mecánica, pero esto resulta costoso. No obstante, una fábrica que elabora papel periódico reporta buenos resultados con espesadores de flotación de aire y un tazón centrífugo usando polímeros en cantidades de 15 a 20 kg. Una planta de celulosa química reporta buenos resultados empleando una combinación de laguna aerada y lodos activados en donde la laguna tenía un tiempo de residencia de sólo un día, seguida por una adición de polímero y clarificadores secundarios equipados por flujo ascendente que recircula los lodos. Estos sistemas, en la mayoría de los casos, constituyen un gran problema debido a que los costos de capital y operación son altos, además de la energía consumida, por lo que debe evaluarse si pueden utilizarse como tratamiento para este tipo de efluentes.

En el caso de utilizarse sistemas en cascada, dependiendo de la temperatura será la eficiencia de remoción (medida como DBO). 5 A temperaturas debajo de 20 °C, es común tener remociones de 70 a 75% y esta sensibilidad a la temperatura es un mayor inconveniente para el sistema de LAE. El efecto de la temperatura en el comportamiento de la laguna ha sido discutido en la literatura, en la cual se ha establecido que la remoción soluble (medida como DBO en 5 días) por microorganismos sigue una cinética de aproximadamente primer orden. Matemáticamente, una caída de 10 grados en la temperatura puede requerir un 35% de incremento en el tiempo de retención para conservar un efluente

con DBO constante. Similarmente, un incremento de 10 grados en 5 la temperatura puede permitir un decremento del 25% en el tiempo de retención. El efecto de la temperatura puede ser despreciado por el sistema estacionario, por lo que el primer estado permanece a una temperatura elevada.

El diseño y comportamiento de sistemas de LAE es ampliamente discutido en la literatura (3,8,20).

3. Lodos activados (LA)

En situaciones en las cuales el espacio es limitado o cuando las lagunas aeradas de estabilización no satisfacen los requerimientos de sólidos suspendidos, una alternativa es el proceso de lodos activados o una de sus modificaciones. Este proceso fue tomado a partir del tratamiento de efluentes sanitarios y está descrito en libros de texto. El proceso es una extensión lógica del sistema de LAE en el cual la concentración de sólidos en la laguna es cambiada del intervalo de 50-200 mg/L al de 2,000 a 5,000 mg/L y los sólidos son separados en un clarificador secundario. El proceso involucra oxidación controlada con un cultivo microbiano, principalmente de bacterias. En una alta proporción del proceso, parte de las bacterias son recuperadas y recirculadas. El tiempo de retención es de 3 a 8 horas, y el exceso de sólidos biológicos que son producidos, son purgados en el fondo de un clarificador secundario. Estos lodos biológicos crean un problema de eliminación de sólidos, el cual es el mayor inconveniente del proceso. El lodo es extremadamente difícil de desecar y generalmente puede ser mezclado con lodo primario, corteza o

cenizas, después de haber desecado el lodo. El aumento de lodos generado varía de 0.5 a 0.75 kg por kg de DBO₅ removido.

El sistema de lodos activados es capaz de soportar excesos de carga de 1.6 kg DBO₅ /m³ (100 lb DBO₅ /1000 ft³) de volumen de aeración y puede producir eficiencias de renovación de DBO₅ del orden de 80 a 90%. Sin embargo, si la temperatura del efluente de la fábrica sube alrededor de 38 °C, requiere ser enfriado antes de enviarlo al tratamiento. El corto tiempo de retención y el pequeño sistema de volumen hacen que el proceso sea susceptible a transtornos, después de lo cual pueden transcurrir 2 a 3 semanas antes de que el sistema retorne a las condiciones óptimas de eficiencia. Estos sistemas, por una extensa variedad de problemas, pueden conducir a la generación de lodos no asentables, los cuales se van acumulando. Estos "abultamientos" o lodos hinchados son extremadamente molestos y son asociados con la presencia de organismos filamentosos. Los clarificadores secundarios son normalmente diseñados para una velocidad de inundación de 24,450 litros/día/m² (600 gal/día/ft²).

Para evitar los problemas de precipitación asociados con clarificadores de gravedad, se usa la clarificación por flotación. En este sistema, los sólidos suspendidos son atacados por pequeñas burbujas de gas (40 a 80 µm), permitiendo que suban a la superficie, en donde se elimina la nata formada. El comportamiento es controlado por el aumento del licor recirculado al clarificador.

El sistema de lodos activados requiere la adición de nutrimentos suplementarios en una relación de 100:5:1 como DBO :N:P. Los requerimientos de oxígeno son del orden de 1 kg de oxígeno por kg de DBO₅ removido, y éste es normalmente suplido por aeradores de superficie. La primera planta para la industria del papel fue instalada en 1953. El diseño y la operación de estas primeras instalaciones, tan buenas como las unidades subsecuentes, han sido descritas en la literatura (8).

Las modificaciones al proceso de lodos activados han sido probadas en la industria: estabilización de contacto y aeración extendida. Ningún sistema ha sido demostrado que sea superior al proceso tradicional para la aplicación en efluentes de pulpa y papel. El principal problema para una extensa aplicación del proceso de lodos activados son los altos costos de capital y operación, los cuales son del doble que para lagunas aeradas en muchos casos.

3.1. Lodos activados con oxígeno puro

Con el descubrimiento de la presión del sistema de absorción mediante oscilación de presión (tamiz molecular) para producir oxígeno puro en pequeñas cantidades a un costo económico ha sido renovado el interés en el sistema de lodos activados con oxígeno puro. En este sistema, el tanque de aeración es con recirculación y el oxígeno es producido y usado en forma gaseosa. Tales plantas operan en niveles muy altos de sólidos suspendidos de licor mezclado, de 5,000 a 7,000 mg/L y una alta concentración de oxígeno disuelto, tan grande como 5 ppm. El sistema da una eficiencia de remoción (como DBO₅) de 87 a 97%.

niveles de afluente frecuentemente menores a 30 mg/L (como DBO₅).

El proceso tiene las ventajas de que es ligeramente susceptible a cambios bruscos de carga, el volumen del tanque de aeración se reduce y hay un mejor asentamiento de lodos. La Figura 5 muestra un dibujo esquemático del proceso.

3.2. Canales de oxidación (CO)

El tratamiento mediante canales de oxidación es esencialmente una extensión del proceso de lodos activados, proporcionando aeración para un período de tiempo en exceso de 24 horas. Por economía y simplicidad, un terreno en canal es usado como tanque de aeración y el aire es provisto por un rotor de aeración montado horizontalmente o un aerador de cepillo. El aerador de cepillo puede ser reemplazado por aeración jet. La inundación del canal es clarificada y el lodo precipitado regresado a la laguna de aeración. El sistema presenta una excepcional habilidad para absorber cambios bruscos de carga sin transtorno y es capaz de producir eficiencias de remoción (como DBO₅) en el intervalo de 80 a 94%.

4. Sistemas de biotratamiento en dos estados

Una gran variedad de posibilidades existen para el establecimiento de sistemas de biotratamiento. Algunas opciones son: lagunas aeradas en dos etapas, lagunas aeradas de estabilización seguidas por albercas de oxidación, filtros percoladores seguidos por lagunas aeradas de estabilización y el proceso de Zurn Attisholz (ZA). El proceso ZA ha sido usado en fábricas donde se producen fibras secundarias, papel fino y en instalaciones donde se fabrica papel "tissue". El sistema es

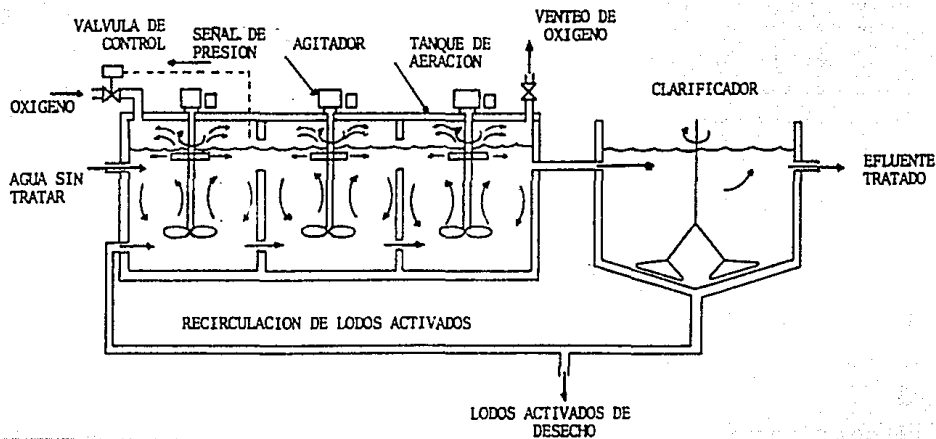


FIG. 5. DIAGRAMA ESQUEMATICO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS CON OXIGENO PURO (SISTEMA UNOX).

básicamente una especialización del sistema del lodo activados en dos etapas con diferentes condiciones de operación en cada etapa. Una concentración muy alta de sólidos suspendidos en el licor mezclado es mantenida en la primera etapa (de 6,000 a 8,000 mg/L) y el lodo es recirculado en una relación del 150%. El sistema presenta eficiencias de remoción de DBO₅ del orden de 95% y se ha reportado que es un sistema bastante estable.

En resumen, una gran variedad de opciones de biotratamiento están disponibles y la mejor elección para una fábrica particular dependerá de ciertos criterios, tales como:

1. Eficiencias de remoción (medida como DBO₅ y sólidos suspendidos).
2. Requerimientos de mantenimiento.
3. Sensibilidad a condiciones climáticas.
4. Resistencia a cambios bruscos de condiciones de carga.
5. Requerimientos de energía.
6. Demanda de nutrimentos.
7. Producción de lodos.
8. Requerimientos de espacio.

El sistema que clasifique en la mayoría de estos criterios para las circunstancias de una fábrica en particular será la mejor elección para esa fábrica. Cerrando números, las lagunas aeradas de estabilización es el sistema más popular empleado en la industria de pulpa y papel.

II. SISTEMAS DE BIOPELICULA

En los sistemas de biopelícula, los microorganismos responsables de la conversión de materia orgánica u otros constituyentes en las aguas de desecho o gases y tejido celular, crecen en forma de capa o película adherida a un material inerte que sirve de soporte.

Los sistemas de películas adheridas se pueden considerar convenientemente en dos tipos diferentes: sistemas estacionarios o de medio fijo, y sistemas de medio en movimiento. En ambos tipos de sistemas, el agua residual se mueve en relación con la biopelícula y el soporte sólido al que está adherida. En el primer caso, el agua residual pasa sobre el medio estacionario y, en el segundo caso, el medio se mueve a través del líquido

1. Reactores empacados de lecho fijo (RELF)

En términos de ingeniería, el sistema de medio fijo es un reactor biológico de tres fases y lecho fijo, para poner en contacto el gas, el líquido y los microorganismos. Se le conoce en el contexto del tratamiento de aguas residuales por una serie de nombres diferentes, siendo el más común el de reactor empacado de lecho fijo o "filtro percolador", aún cuando el uso del término de "filtro" tiene poco en común con la operación unitaria de ingeniería química de la filtración, y origina frecuentemente una mala interpretación del mecanismo de la purificación.

Los percoladores se han utilizado durante mucho tiempo en el tratamiento de aguas residuales. Las dimensiones del lecho en el que se dispone el medio sólido de soporte depende de la naturaleza del medio y de la concentración y tipo del agua

residual por tratar. Un lecho de percolación usado para el tratamiento de aguas negras domésticas mide típicamente alrededor de 2 metros de profundidad y 10 metros de diámetro, pero los utilizados para el tratamiento de aguas industriales pueden medir hasta 40 metros de diámetro y, en algunos casos, la profundidad puede ser de hasta 12 metros. El agua residual se distribuye sobre la parte superior del lecho por medio de rociadores fijos o conjuntos móviles de aspersores, y gotea a través del empaque para caer en un tanque colector situado debajo del lecho. La aeración del lecho tiene lugar por convección natural debido a la diferencia de temperatura entre el aire en el empaque y el de la atmósfera circundante, a pesar de que a veces se usa convección forzada.

Los percoladores han sido aplicados en la industria de pulpa y papel, pero la experiencia ha demostrado que estos equipos presentan bajas eficiencias de remoción. Las eficiencias de remoción están normalmente en el intervalo del 50% ó menos, por lo que no cumplen con los requerimientos de purificación del efluente. El descubrimiento de medios plásticos para rellenar los reactores ha auxiliado a vencer algunas de las deficiencias, pero no es suficiente.

En los sistemas de medios en movimiento, la biopelícula y el medio sólido del soporte a la que está adherida, se mueven a través del líquido que está bajo tratamiento. Los dos sistemas principales que utilizan este principio son los reactores de lecho fluidificado ("fluidizado") y los reactores biológicos rotatorios.

2. Reactor de lecho fluidificado (RLF)

Los reactores de lecho fluidificado o "fluidizados", como se les conoce por la palabra "fluidized" en inglés, se pueden considerar como una combinación de los sistemas de crecimiento adherido y de crecimiento en suspensión. Se desarrolla una biopelícula sobre un medio sólido de soporte que consiste de partículas suficientemente pequeñas para ser mantenidas en suspensión por medio del flujo ascendente del líquido bajo tratamiento.

La aplicación de los lechos fluidificados, hasta hace poco tiempo, se limitaba principalmente a procesos anóxicos o anaerobios (como la desnitrificación), debido a los bajos requerimientos de oxígeno disuelto del sistema.

En un estudio económico de sistemas de lechos fluidificados (27), se llegó a la conclusión de que la intensificación alcanzada en los sistemas de lecho fluidificado les confería una ventaja significativa comparados con los sistemas de lodos activados, en términos del costo de inversión y de los requerimientos de área de terreno, sin embargo sus costos de operación son significativamente mayores, principalmente como resultado de los requerimientos de energía de bombeo y de oxígeno de alta pureza. No obstante, el estudio llegó a la conclusión de que el mayor potencial de los sistemas de lecho fluidificado se basaba en procesos que no requerían oxígeno, como es el caso de la desnitrificación anóxica.

3. Reactores biológicos rotatorios (RBR)

En los RBR se forma una biopelícula sobre un medio de soporte parcialmente sumergido, que gira lentamente sobre un eje horizontal dentro de un tanque a través del cual fluyen las aguas residuales. La biopelícula se ve así expuesta sucesivamente a los nutrientes en las aguas residuales y al aire, según gira el medio. El medio de soporte se puede obtener con diversas configuraciones como discos, construcción de retículas o un recipiente de rejilla de alambre con un medio plástico.

El sistema está particularmente bien adaptado al tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades, pero se amplía cada vez más en el tratamiento de desechos industriales. Más adelante se hablará en detalle de este tipo de sistemas.

En conclusión, las ventajas de los sistemas de biopelícula sobre los sistemas floculados son:

- no existen recirculaciones de biomasa
- presentan tiempos de residencia hidráulica significativamente menores, además de presentar una mejor dinámica que la existente con los sistemas floculados.

El fenómeno de la transferencia de masa juega un papel importante en los procesos de película adherida. En los sistemas donde los crecimientos que se presentan están suspendidos en el líquido, la cinética de las reacciones biológicas generalmente cubre los efectos de la transferencia de masa debido al tamaño relativamente pequeño de las partículas bacterianas floculantes. En los sistemas de película adherida, la biopelícula es gruesa y la difusión del sustrato ocurre solamente en una dirección. Por esta razón, las resistencias a la transferencia de masa que

ocurre en la película líquida y en la biopelícula son significativas y generalmente controlan el funcionamiento del proceso (2,10).

2.3. Remoción del color

El problema del efluente colorido en la industria de pulpa y papel viene a partir de tres distintas operaciones: pulpeo químico, blanqueo de la pulpa y producción de papel colorido. La mayoría de los efluentes coloridos surgen a partir de las operaciones de pulpeo y blanqueo. La operación de blanqueo produce más carga de color que el pulpeo, y la corriente de color dominante en la planta de blanqueo es la etapa de extracción caústica. Para una fábrica representativa de Kraft blanqueado, 150 kg (331 lb) de color/ton pueden ser generados. La fábrica de celulosa aporta 32.5 kg (72 lb)/ton y la planta de blanqueo 100 kg (220 lb)/ton. El color remanente, 17.5 kg (38 lb)/ton es originado en el patio de madera, recuperación, caustificación y en la fábrica de papel.

Existen dos alternativas acerca del problema del color: control en la planta o tratamiento externo. Algunas de las tecnologías internas que pueden ser aplicadas al problema del color son el concepto de efluente libre de la fábrica, pulpeo con oxígeno, blanqueo con oxígeno, blanqueo a contracorriente, blanqueo con desplazamiento y prevención y control de derrames de la fábrica. El énfasis en esta sección serán las tecnologías externas. Desde los 50's, se ha tratado de encontrar un camino económico para la remoción del color. Una gran variedad de

coagulantes han sido probados por su efectividad en la remoción de color tales como el alumbre, sulfato férrico, cal, ácido sulfúrico, carbón, arcilla, carbón activado, sílica activada, cloruro férrico, ácido fosfórico, alúmina, silicatos y compuestos de bario. Se obtiene una buena reducción del color con varios de estos coagulantes, pero el costo del tratamiento químico es prohibitivo. La mejor alternativa de precipitación desde una perspectiva de costo parece ser el tratamiento con cal, pero sigue presentándose el problema de la disposición de los lodos.

a) Coagulación con cal

La cal es atractiva porque existe el sistema de recuperación química de cal en el proceso Kraft. El sistema de recuperación provee oportunidades tanto para la cal usada como para la decoloración y la destrucción del color removido por oxidación térmica convencional. Se han hecho considerables esfuerzos en el área de la investigación para mejorar este proceso.

Los lodos de cal y cuerpos de color que son producidos son difíciles de desecar. Lo primero que se intentó para vencer este problema fue el uso de enormes dosis de cal. Así, la porción de cuerpo de color fue solamente una pequeña fracción del material a ser desecado. En este proceso, la cal total que abastece la fábrica es apagada y se hace reaccionar con una corriente de volumen pequeño altamente colorido, generalmente el efluente de la planta de blanqueo cáustico, con una concentración de 20,000 mg/L. La cal es asentada, desecada y usada para caustificar el licor verde. Los cuerpos de color se disuelven en el licor blanco y eventualmente encuentran su camino en el horno recuperador. La

corriente de desecho es decolorada haciéndola pasar a un clarificador de carbonatación, donde la cal adicional es removida por precipitación. Este lodo fluye al lavador de fangos y eventualmente al horno de cal.

El proceso de "cal masiva" se rige bajo una concesión de demostración de la Agencia de Protección Ambiental de E.U.A. (EPA) reportando un 94-95% de remoción de color en la corriente tratada. La incapacidad de tratar el efluente total es un defecto del proceso. Otra desventaja es que el licor de cocción es diluido alrededor del 15%, por lo que se necesita un incremento en la capacidad del equipo de recuperación y preparación química.

En los procesos de tratamiento de cal se ha generalizado el empleo de dosis de cal alrededor de 100 mg/L. En un proceso, el agua de desecho que proviene de la fábrica, después de remover los desechos y arena, es bombeado en un clarificador donde la cal, en una concentración aproximada de 100 mg/L, es adicionada al influente del clarificador. La presencia de fibras finas en el agua de desecho que proviene de la fábrica, acrecienta la remoción de color. Alrededor del 60% de la cal, la mayoría de los cuerpos de color y virtualmente todos los sólidos son asentados en el fondo del clarificador. Para una conveniente asentación de los materiales en el clarificador, éste se diseña a 58,680 litros/día/m² (1,440 gal/día/ft²) lo cual es alrededor del doble de la capacidad tradicional diseñada. El lodo del clarificador primario es removido, espesado por centrifugación y quemado en el horno de cal. El líquido sobrenadante del clarificador es tratado con dióxido de carbono proveniente del gas de chimenea del horno de cal, que convierte la cal soluble en cal insoluble. La cal

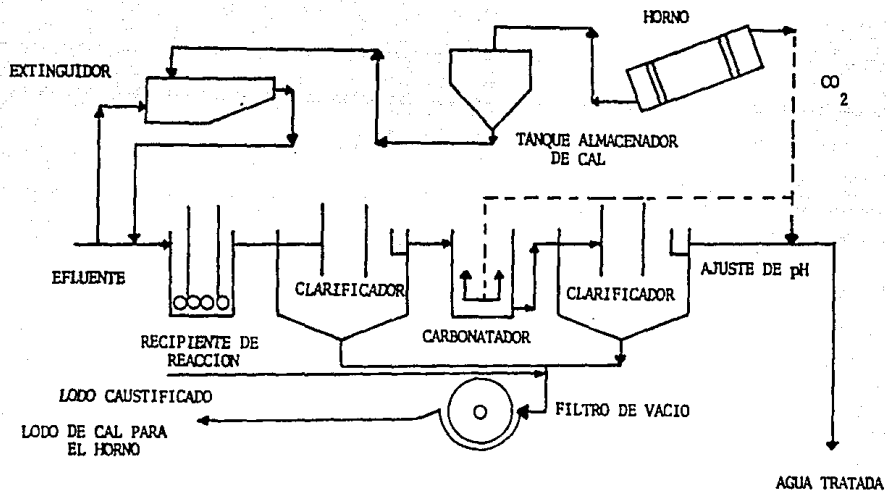


FIG. 6. PROCESO DE REMOCION DE COLOR POR COAGULACION CON CAL (PROCESO CONTINENTAL CAN CO.)

insoluble es bombeada al tanque de almacenamiento de lodos del proceso de caustificación para la desecación en un filtro de lodos de cal y después son quemados en el horno de cal. El horno está sobrediseñado en un 25% para tener capacidad para los lodos de la remoción del color. El proceso es capaz de llevar a cabo remociones de color del 85 al 93% del total del efluente de la fábrica. Un dibujo esquemático del proceso se muestra en la Figura 6. Otros procesos de cal han sido descritos en la literatura. En adición a este proceso, un programa de tratamiento para los lodos de cal ha sido evaluado (8), en el cual una mínima cantidad de cal apagada y el total de la producción de los lodos de cal de la fábrica son mezclados y se hacen reaccionar con el efluente. Los lodos son desecados y quemados en el horno de cal. Este proyecto produce un lodo extremadamente voluminoso e imposible de conglomerar.

b) Coagulación con alumbre

El tratamiento con alumbre fue sugerido en varios estudios desde que se ha utilizado para los requerimientos de decoloración del agua potable. Los estudios de laboratorio han mostrado que es posible remover el 89% del color con dosis de 30 mg/L para efluentes del proceso Kraft a partir de madera blanda y 150 mg/L en efluentes de madera dura.

La coagulación con aluminio ha sido usada a escala comercial en la URSS. El tratamiento consiste de neutralización, adición de nutrimentos, tratamiento con lodos activados, coagulación con alumbre, sedimentación, filtración en arena, tratamiento con lagunas de purificación y reaeración. En la etapa de coagulación,

el alumbre es usado en una concentración de 30 mg/L de Al_2O_3 y floculante de poliacrilamida en una concentración de 1 mg/L. El tiempo de residencia en el clarificador es de 6 horas. El color del agua de desecho sin tratar es de 1,000 unidades promedio y del efluente tratado es de 101 unidades, produciendo un 90% en la reducción del color. La coagulación con alumbre se ha usado también en E.U.A. El tratamiento consiste de clarificación primaria, bioxidación usando oxígeno de alta pureza, sedimentación secundaria y, finalmente, coagulación con alumbre y sedimentación. El lodo del clarificador primario, el exceso de sólidos biológicos y el lodo del alumbre son mezclados, espesados, filtrados a presión y quemados en el horno (600 °C). Las cenizas del horno, con un alto contenido en Al_2O_3 , se hacen reaccionar con ácido sulfúrico para recuperar el aluminio como sulfato de aluminio. La recuperación del alumbre es del 94%.

El color del efluente final es de 50 unidades APHA partiendo de un color inicial de 800 a 1,200 unidades APHA en promedio, con una remoción del 94% o más.

c) Absorbentes poliméricos y resinas de intercambio iónico

Si bien las resinas de intercambio iónico convencional no han tenido éxito al probarlas técnicamente en la remoción del color de efluentes provenientes del blanqueo después de su regeneración con licores de proceso, algunas resinas especializadas han ofrecido resultados alentadores. Trabajos en planta piloto han mostrado la efectividad de absorbentes poliméricos sintéticos para la decoloración de los efluentes de plantas que utilizan el proceso Kraft. Desde que los sistemas de resina pueden ser usados

en corrientes las cuales son muy pobres en sólidos suspendidos y libres a partir de contaminantes, los cuales harán la resina no regenerable, son usualmente aplicadas a corrientes de pequeño volumen. Alrededor del 85% de la carga total de color de la planta de blanqueo está contenida en los afluentes de las etapas intermedia y última. Tanto como el 90% del color y todos los fenoles clorados tóxicos y guayacoles pueden ser removidos mediante el tratamiento de resina.

Entre los tratamientos de resinas más prometedores están los procesos Rohm-Haas y el proceso Uddeholm-Kamyrr. El proceso Rohm - Haas está basado en el uso de un absorbente polimérico especial (Amberlita XAD3), una resina altamente entrecruzada, de 20 a 60 mallas y que no posee propiedades de intercambio iónico. Este proceso funciona mejor a un pH de 2.0 a 2.5, de tal modo que al mezclar afluentes de blanqueo ácido o alcalino el proceso se muestra favorable. Se observa una alta eficiencia de decoloración para afluentes de madera dura (85 a 92%), mayor que para afluentes de madera blanda (75 a 85%).

La regeneración de la resina se efectúa usando un leve baño en donde se transfieren los componentes del color al licor verde. Alternativamente, el licor blanco es propuesto para la regeneración.

El proceso Uddeholm-Kamyrr es un descubrimiento sueco. Este proceso combina tanto el mecanismo de absorción como el de intercambio iónico. La resina es débilmente aniónica y es regenerada usando NaOH 1 a 2 N. Esto requiere una reactivación ácida usando tanto ácido sulfuroso como ácido sulfúrico agotado a partir de la producción de ClO₂. Los regenerantes son

recuperados y el material colorido ² finalmente es quemado en el horno recuperador. La separación de cloruro es acompañada usando desplazamiento de sulfato de sodio de tal modo que los cloruros no presentan problemas. En una instalación americana, es tratado el efluente de la primera etapa de extracción caústica a partir de 300 ton/día de una fábrica de Kraft. Esta corriente de desecho fluye en promedio a $100 \text{ m}^3/\text{h}$. Después de la prefiltración para remover fibras, el agua de desecho pasa a través de columnas de intercambio iónico en una proporción de 5 volúmenes de cama por hora. Dieciseis volúmenes de cama de agua de desecho pueden ser tratados con una remoción promedio de 90% de color antes de que sea necesaria la regeneración de la resina. El desecho concentrado proveniente de la regeneración de las columnas es enviado a los evaporadores y después quemado en las calderas de recuperación. A este nivel de tratamiento la reducción total del color del efluente de la planta de blanqueo es de 86%. Los tratamientos de resina son también considerados como un post-tratamiento después de la coagulación masiva de cal.

d) Carbón activado

El carbón activado es un material caracterizado por poseer una extensa área superficial por unidad de peso, típicamente 450 a $1,800 \text{ m}^2/\text{g}$. La gran área superficial permite tener una alta capacidad adsorbente. La relación de adsorción es una función del tamaño de partícula. El carbón pulverizado tiene una velocidad de adsorción mayor que la del carbón granular, pero la capacidad adsorbente última es esencialmente la misma para ambos. El tamaño de poro del carbón, tamaño de partícula, componentes de color,

peso molecular y pH del agua de desecho (así como la solubilidad y polaridad de los componentes coloridos) son todos significativos en la determinación del comportamiento.

El alto costo del carbón y sus requerimientos de regeneración evita que se siga usando. Extensos trabajos en planta piloto han sido hechos para tratar de vencer este problema. Una idea fue usar carbón activado producido en una fábrica en una forma continua, pero el proceso no tiene aplicación comercial.

e) Procesos de membrana

Estos procesos son efectivos para la remoción del color a cualquier grado de eficiencia deseado, pero el problema es idear un sistema económico. Hay esencialmente tres tipos de sistemas de ósmosis inversa: módulos de hojas hendidas en espiral, módulos de fibras capilares y módulos de cilindros con centro hueco. La vida de las membranas usadas en todos estos módulos está grandemente influenciada por el pH y la temperatura de las aguas contaminadas que se piensan tratar. En general, a un pH menor a 7 y una temperatura menor a 38 °C (100 °F) existe deterioro de la membrana. Un gran factor en el costo del sistema es la vida de la membrana. Las membranas pueden atascarse debido al aumento de materiales en la superficie de la membrana, los cuales causan un marcado decremento en la velocidad de flujo. El atascamiento es inherente de todos los sistemas que existen, pero puede ser minimizado por pretratamiento de las aguas de desecho con el fin de remover materiales particulados y coloidales y/o por lavado a presión de la membrana. Para membranas tubulares, el

atascamiento es minimizado a velocidades cercanas a 1 m/seg (3 ft/seg). Con membranas tubulares se ha reportado un 99% de la reducción del color en efluentes de extracción caústica con un flux de 285 litros/día/m² (7 gal/día/ft²) a 4135 kPa (600 psi). El desperdicio fue pretratado por filtración a través de una criba de 40 mallas, el pH ajustado y enfriado a una temperatura menor a 38 °C.

La hiperfiltración de ósmosis inversa es probablemente una técnica más poderosa para la reducción del color. Esto ha causado que los investigadores vuelvan a la ultrafiltración. Se ha mostrado a nivel planta piloto que la remoción del color de un efluente proveniente de una planta de blanqueo puede ser del 90 al 97%, y los desechos en una concentración de 6 a 20% de sólidos son incinerados. El mayor problema encontrado es la colección particulada dentro de cartuchos de ultrafiltración, los cuales impiden la continuidad de un flux uniforme a caída de presión constante. Por tener alto costo, las unidades de proceso de membrana no son usadas en la industria del papel para la remoción del color.

f) Otros métodos

Una gran diversidad de técnicas para la remoción del color han sido investigadas, incluyendo tratamiento con aminas, precipitación con agua de mar y ozonación. La remoción del color en la industria del papel ha sido estudiada por muchos años y, probablemente, se canalice con soluciones individuales especializadas, involucrando elementos de otras tecnologías, las

cuales pueden ayudar a reducir problemas individuales en las fábricas.

Con estas bases tecnológicas se planteó un proyecto global para el tratamiento de las aguas blancas de la industria papelera en México, tomando como base una empresa en particular.

En ella se produce papel "tissue" usando como materia prima papel de desecho, sobre todo de oficina.

Dadas las características de los efluentes líquidos se piensa que un tratamiento primario seguido de un secundario de tipo biológico es suficiente para cumplir con los requerimientos de la norma técnica ecológica vigente.

Para seleccionar el tratamiento biológico secundario se estudiarán a nivel de laboratorio, tanto procesos aerobios como anaerobios, para determinar cuál es el más eficaz.

En este trabajo experimental se estudiará el sistema aerobio de biodiscos o sistema biológico rotatorio, que ya ha sido descrito ampliamente en la literatura (1, 2, 11, 23).

En los siguientes párrafos se sintetiza esa información.

CAPITULO 3

REACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS

3.1. Descripción del reactor de biodiscos (RBR)

Los reactores biológicos rotatorios (RBR) o reactores de biodiscos, están constituidos por grandes discos o tambores de plástico montados en una flecha horizontal y se encuentran colocados en tanques de concreto, acero o fibra de vidrio (Fig.7). Los discos o el tambor rotan lentamente y generalmente un 40% del área superficial de éstos se encuentra sumergida en el agua de desecho. Inmediatamente después del arranque del reactor, los microorganismos, que se encuentran en forma natural en el agua de desecho, empiezan a adherirse a las caras de los discos y comienzan a multiplicarse hasta que toda la superficie inerte se encuentra cubierta por una biopelícula con espesores de 1 a 4 mm. La biomasa adherida contiene de 50,000 a 100,000 mg/L de sólidos suspendidos. Si la biopelícula fuese arrancada de los discos y dispersada en el licor mezclado, su concentración sería de 10,000 a 20,000 mg/L. Tal densidad de población microbiana permite altos niveles de remoción de la materia orgánica disuelta en tiempos de residencia hidráulica relativamente cortos (11).

Al rotar el material de soporte, la biopelícula es expuesta al aire y ésta a su vez arrastra una película de agua en tratamiento, que escurre hacia abajo sobre la biopelícula, absorbiendo oxígeno del aire. Los microorganismos de la biopelícula consumen este oxígeno disuelto y los materiales

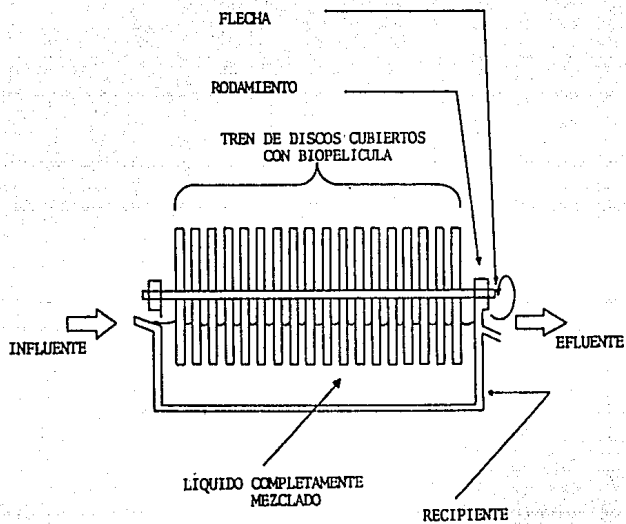


FIG. 7. DIAGRAMA ESQUEMATICO DE UNA ETAPA DE UN REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO CON LA FLECHA PARALELA AL SENTIDO DEL FLUJO (11)

orgánicos de la película de agua. La biopelícula también consume materia orgánica y oxígeno disuelto al encontrarse sumergida en el agua de desecho. El oxígeno disuelto que no es consumido en la película de agua se mezcla con los componentes del licor mezclado, lo que mantiene una concentración determinada de oxígeno disuelto en el licor mezclado (Fig. 8).

Los esfuerzos cortantes generados al volver a entrar la biopelícula al agua y pasar a través de ella, causan que el exceso de biomasa sea arrancada del medio de soporte y pase a formar parte del licor mezclado. Este fenómeno mantiene una población microbiana relativamente constante sobre los discos. El mezclado generado por la rotación de los discos provoca que la biomasa desprendida se mantenga en suspensión, y el flujo de agua se encarga de sacarla del sistema para, posteriormente, ser separada del agua tratada en un sedimentador.

La biopelícula del reactor biológico rotatorio es afelpada, con muchos filamentos microscópicos que se proyectan hacia afuera de la película adyacente al agua. La rugosidad de la biopelícula no se debe a la presencia de microorganismos especiales, sino a la acción de la rotación, que al hacer pasar la biomasa por el agua y el aire, propicia la formación de estos filamentos. Este crecimiento filamentosos es más apreciable en las etapas iniciales, donde el crecimiento de la biopelícula es más alto. El mecanismo principal de desprendimiento de la biopelícula en el reactor biológico rotatorio es, en general, por el esfuerzo cortante hidráulico.

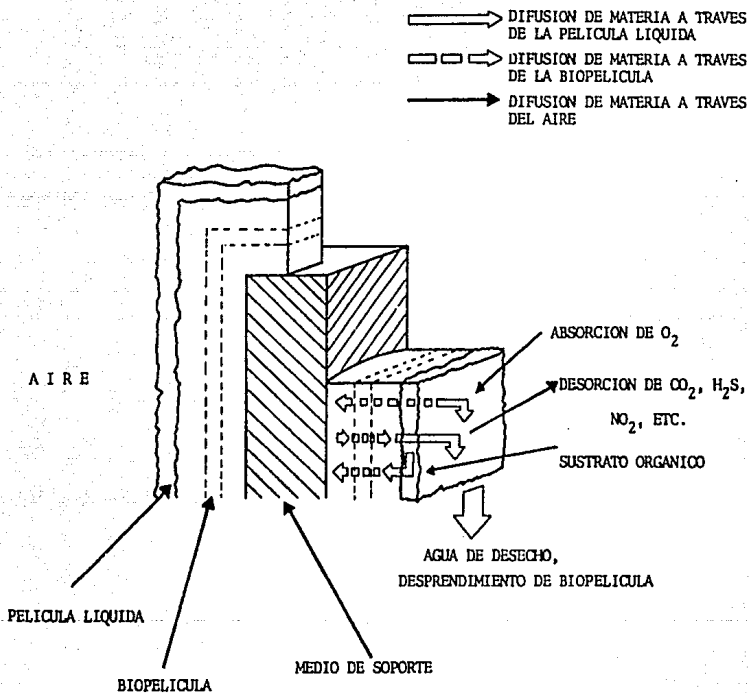


FIG. 8. DIAGRAMA ESQUEMATICO DE LA PELICULA BIOLÓGICA ACTIVA FIJA (11)

El crecimiento filamentosos está limitado por la resistencia de la biopelícula al esfuerzo cortante causado por la rotación, lo que provoca que el espesor de la película se autorregule. La biomasa es arrancada en conglomerados grandes fácilmente sedimentables. La rotación del medio de soporte provee turbulencia en la interfase de biomasa y agua de desecho, por lo que el oxígeno disuelto y materia orgánica soluble pueden llegar al interior de la biomasa, tanto por difusión como por el mecanismo de mezclado.

El RBR, por su gran área superficial, requiere periodos cortos de contacto; puede manejar gastos en un gran intervalo, que va desde los $3,800 \text{ m}^3/\text{día}$ hasta $380,000 \text{ m}^3/\text{día}$. Las unidades comerciales sencillas tienen discos de hasta 3.7 m de diámetro y una longitud de la unidad de 7.6 m con hasta $9,290 \text{ m}^2$ de superficie por sección (11).

El nivel de tratamiento, como en otros sistemas biológicos, depende de la carga del sistema. Para aguas negras, con cargas de 6 a $20 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2\text{disco/día}$ da una remoción del 90% (medida como DBO_5) (11).

Entre 13 y 29 °C no hay efectos apreciables de la temperatura en el tratamiento de aguas residuales, aunque las eficiencias de remoción sí cambian considerablemente (19). Para temperaturas menores a 13 °C la eficiencia de remoción baja considerablemente. La naturaleza del agua de desecho, la cinética microbiana y la difusión del oxígeno son los factores que afectan la eficiencia al bajar la temperatura.

El uso de más etapas en lugar de menos tiene un efecto estabilizador en la consistencia de la calidad del agua tratada, ya que se tiene más capacidad amortiguadora para variaciones en las aguas a tratar, lo que dará como efecto el hacer mínimas las desviaciones del promedio de calidad de tratamiento, aunque debe haber un equilibrio con el costo asociado a la presencia de más etapas.

En el RBR no existe la necesidad de recirculación del agua tratada ni de la biomasa, lo que hace al sistema sencillo en su operación. El uso de motores eléctricos y reductoras estándar, así como sistemas de transmisión sencillos, hacen que los requerimientos de energía sean bajos.

El tiempo de residencia del líquido es comparable al de un lecho de percolación, alrededor de 7 minutos para una etapa con un conjunto de 50 discos, por ejemplo, pero con un requerimiento de terreno de sólo el 10% del de un percolador convencional equivalente. Este efecto de intensificación es el resultado de la densidad de la biomasa que se puede mantener sobre la superficie del soporte, se reporta dicha densidad como aproximadamente 200 g (peso seco)/m² de superficie del disco (6), que se considera que tiene un efecto similar a una densidad de lodos de 40 a 60 kg/m³ en un sistema de lodos activados.

El sistema parece tener ventajas sobre otros sistemas de tratamiento biológico en simplicidad de operación, bajo costo de mantenimiento, bajo consumo de energía, resistencia a las variaciones del influente y ventajosas características del lodo secundario (8).

Por otro lado, dada la concentración de biomasa activa en la biopelícula, los volúmenes tratados por unidad de área son mayores y el espacio superficial ocupado por el sistema es bastante menor. Esta característica resulta altamente deseable cuando se tienen restricciones de área disponible para el tratamiento o cuando se desea optimizar dicha área.

El sistema está particularmente bien adaptado al tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades, debido a su gran desventaja de tener una capacidad volumétrica limitada (3,500 a 75,000 m³/día) (3). Para el caso de México, donde no se manejan plantas que generen gastos volumétricos muy grandes, resulta adecuado el uso de estos sistemas. Otra desventaja es que los cojinetes y las unidades de impulsión requieren frecuente mantenimiento, a pesar de que las mejoras en el diseño han resuelto los problemas con las fallas en el eje y la transmisión (5).

Este trabajo está enfocado al diseño, construcción, arranque y operación de un RBR a escala de laboratorio. A continuación se presenta la descripción de los experimentos realizados, los resultados obtenidos y su análisis, así como las recomendaciones para la consecución del trabajo experimental.

3.2. Diseño experimental

De los diversos parámetros existentes para evaluar la calidad del agua se seleccionaron sólo aquellos que se consideraron fundamentales para ponderar el funcionamiento del sistema: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica última de oxígeno (DBOu), sólidos totales, totales fijos y totales

volátiles (STT, STF, STV, respectivamente); y los parámetros útiles desde el punto de vista biológico: pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y nitrógeno (como NH_3), que permiten conocer el efecto de la actividad microbiana en el tratamiento aerobio de los efluentes líquidos generados por la industria papelera.

3.2.1. Métodos analíticos

Los materiales y métodos utilizados para el análisis de las aguas blancas en tratamiento fueron los siguientes:

- Temperatura (T)

La temperatura fue medida con la finalidad de conocer las condiciones a las que trabaja el sistema y que afectan al metabolismo microbiano. La temperatura fue medida siempre al medirse el oxígeno disuelto y se utilizó un medidor "Oxygen Meter YSI" Modelo 54 con un electrodo de campo sensible al oxígeno disuelto y a la temperatura.

- Oxígeno disuelto (OD)

Fue medido con la finalidad de conocer las condiciones de aerobiosis a las que funciona el sistema. El OD, en mgO_2/L , fue medido usando un "Oxygen Meter YSI" Modelo 54 y un electrodo de campo sensible al oxígeno disuelto y a la temperatura del licor mezclado.

- Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno, DQO, se determinó con la finalidad de conocer el contenido de materia orgánica total,

biodegradable y no biodegradable. El equivalente de oxígeno a materia orgánica oxidable es medido mediante la utilización de un oxidante fuerte en un medio ácido, a altas temperaturas y en presencia de un catalizador.

El método utilizado para conocer la DQO, en mgO_2/L , fue el número 508 del Standard Methods (1980) y que utiliza dicromato de potasio como oxidante y sulfato de plata como catalizador. La cantidad de dicromato utilizado en la reacción permite conocer la cantidad de materia orgánica.

- Demanda bioquímica última de oxígeno (DBOu)

La demanda bioquímica de oxígeno, DBOu, fue determinada con la finalidad de conocer la cantidad de materia orgánica biodegradable, mediante la medición del consumo de oxígeno disuelto que realizan los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica. Generalmente el período de incubación microbiana en esta prueba es de cinco días a 20 °C. Se considera que cinco días es el tiempo suficiente para metabolizar un sustrato de fácil biodegradación. Sin embargo, dado que era posible realizar un seguimiento adecuado de este parámetro se midió, no a cinco días, sino hasta que ya no hubo consumo de oxígeno (generado electroquímicamente).

Esta prueba se llevó a cabo en un respirómetro VOITH (Sapromat) siguiendo las instrucciones del fabricante. El aparato da directamente la lectura de DBO, en mgO_2/L .

- Sólidos totales

La definición usual de sólidos se refiere a la materia remanente después de que una solución acuosa ha sido sometida a

evaporación y secado. Uno de los principales objetivos de efectuar la determinación de sólidos en aguas residuales es obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente.

La prueba de determinación de sólidos es completada con un procedimiento de combustión, en el cual la materia orgánica es convertida a CO_2 y H_2O , a temperatura controlada, para prevenir la descomposición y volatilización de sustancias inorgánicas. La pérdida en peso después de la combustión es interpretada en términos de materia orgánica (Standard Methods, 1980).

- Nitrógeno (medido como NH_3)

El nitrógeno es un nutrimento necesario para el crecimiento de los microorganismos. Puede existir en varias formas tales como nitrato, nitrito, orgánico y amoniacal. El nitrógeno amoniacal se determinó usando el método colorimétrico del fenato (ASTM D-1426). Este método se basa en la reacción producida entre fenol e hipoclorito alcalino con amoníaco para formar indofenol, de color azul, que es proporcional a la concentración de amoníaco. El color azul es intensificado con nitroprusiato de sodio. El análisis se determinó en un espectrofotómetro Perkin-Elmer en el intervalo de luz visible (640 nm), de acuerdo con las instrucciones del fabricante.

- pH

El pH de la solución fue medido con el propósito de conocer el efecto del pH de las aguas en tratamiento sobre la actividad microbiana y las condiciones del agua antes y después de ser tratada. La actividad microbiana modifica el pH, lo que hace la

diferencia entre la vida y la muerte de diferentes tipos de bacterias en el medio acuoso. Conocer el pH sirve también para tener una idea del tipo de sistema microbiano que se tiene. El pH es medido mediante un electrodo combinado y un medidor de pH marca "pHmeter Corning" Modelo 10.

3.2.2. Equipo

Al igual que toda la ingeniería química, el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales se basa en criterios que han surgido de la práctica y la experimentación. Las ecuaciones existentes son empíricas y desarrolladas a través del análisis de datos experimentales.

En particular, para los reactores biológicos rotatorios, existen algunos criterios de diseño los cuales no están dados en forma definitiva por tratarse de un proceso en donde los fenómenos de la microbiología y de la bioquímica no han podido ser entendidos y explicados a profundidad.

Así pues, todos los parámetros de diseño de los RBR's han surgido y han sido seleccionados de acuerdo a experiencias previas obtenidas en procesos similares. Por ejemplo, después de un análisis exhaustivo de los datos experimentales obtenidos en diferentes sistemas de reactores de biodiscos, la revista Journal of Water Pollution Control Federation recomienda algunos valores para ser tomados como criterios de selección para aguas residuales de tipo doméstico (Tabla 12).

El reactor empleado se diseñó y construyó basándose en la experiencia previa tenida por otros investigadores (1,3,10,11,23).

Con esa información se diseñó el RBR para que tuviera una relación área-volumen de alrededor de $140 \frac{m^2}{m^3}$ y dado que se deseaba un volumen de trabajo de 20 litros y 10 cámaras o etapas, se estableció un diámetro para los discos de 30 cm. Esto dió 2 discos por etapa.

Una vez conocidas las características básicas del diseño se eligió el material para su construcción tomando en cuenta su resistencia, disponibilidad y manejo. El material elegido para los discos, las mamparas de separación y el sedimentador secundario fue acrílico, y el del recipiente del líquido por tratar fue lámina galvanizada. La Figura 9 muestra el RBR de 20 litros utilizado, y la Figura 10 muestra las diferentes partes que lo componen. Estas son presentadas en la Tabla 13.

En el siguiente capítulo se presentan ya los resultados obtenidos en este trabajo, se discute sobre ellos y se presentan algunas recomendaciones que pueden ser útiles para los trabajos futuros.

TABLA 12. PARTES Y ESPECIFICACIONES DEL RBR EXPERIMENTAL

NUMERO	CANTIDAD	NOMBRE
1	20	disco
2	1	tornillo prisionero
3	1	base
4	9	mampara
5	1	manguera
6	4	chumacera
7	1	estructura
8	1	sedimentador
9	1	difusor de calor
10	1	motor
11	2	abrazadera
12	1	polea del motor
13	1	caja de controles
14	2	banda
15	1	polea del eje del disco

**TABLA 13. CRITERIOS DE DISEÑO PARA LOS REACTORES BIOLÓGICOS
ROTATORIOS (SEGUN LA REVISTA JOURNAL OF WATER
POLLUTION CONTROL FEDERATION)**

no. mínimo de etapas	4
‡ área sumergida	40
relación óptima volumen/área superficial	$0.005 \frac{m^3}{m^2}$ para un influente con DBO ₅ arriba de 300 mg/l
carga hidráulica	0.80 a $0.16 \frac{m^3}{m^2}$ para alcanzar un efluente con DBO ₅ de 15 a 30 mg/l
temperatura	13 a 32 °C
flujo del tanque de sedimentación	$32.6 \frac{m^3}{m^2}$ para el efluente
equipo para re- moción de sólidos	colectores mecá- nicos para só- lidos

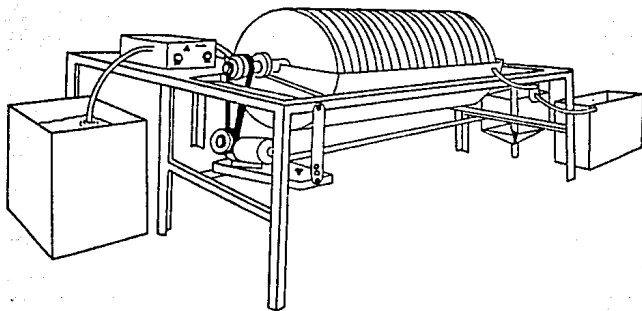
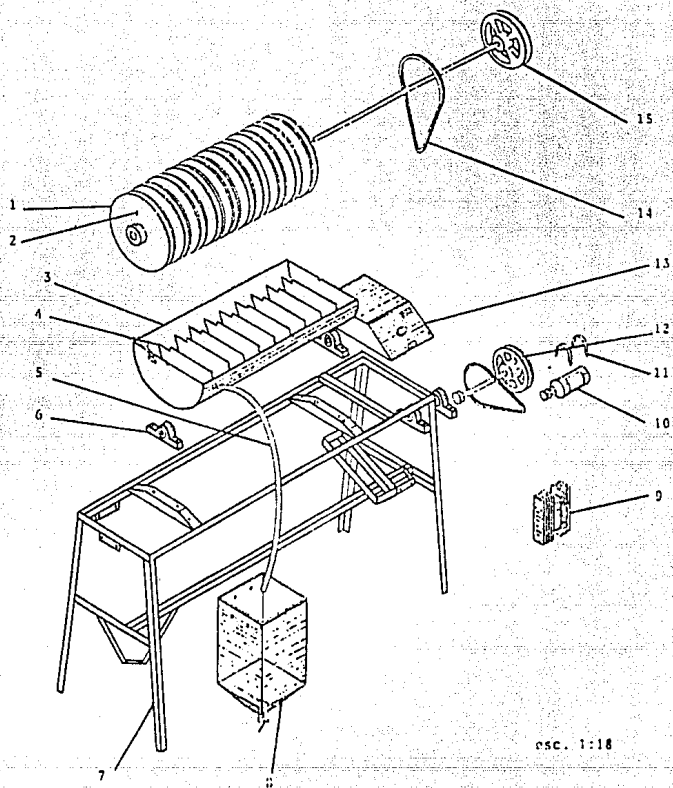


FIG. 9. REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO (RBR) EXPERIMENTAL DE 20 LITROS DE TRABAJO



esc. 1:18

FIG. 10. PARTES QUE INTEGRAN EL ROR EXPERIMENTAL.

CAPITULO 4

RESULTADOS, DISCUSION Y RECOMENDACIONES

4.1. Diseño y construcción del RBR

El RBR se construyó en forma de un cilindro hueco horizontal, con el fin de evitar espacios en donde pudiera ocurrir acumulación de biomasa y crear anaerobiosis en el sistema. La base del reactor se subdividió en diez compartimientos de igual tamaño, separados por mamparas de acrílico. Las cámaras quedaron intercomunicadas mediante un par de ranuras laterales localizadas en la parte superior extrema de cada mampara. Estas ranuras permiten el paso del líquido hacia la siguiente cámara, cuando ésta ha llegado al nivel máximo de capacidad, recibiendo como influente al efluente de la cámara anterior. Una vez que el líquido en tratamiento ha pasado por las diez cámaras, es colectado en el sedimentador secundario de 18 litros de capacidad.

Para evitar el retromezclado entre cámaras y favorecer el tratamiento secuencial del líquido suministrado, se acopló el RBR y el sedimentador secundario a un soporte metálico con pendiente de inclinación negativa, aproximadamente 1.5° (1,11).

Cada cámara tiene una capacidad aproximada de 2 litros, cuenta con dos discos de acrílico de 0.3 m de diámetro, montados en una flecha de acero inoxidable y en un sistema de transmisión independiente, capaz de desarrollar distintas velocidades de rotación mediante un juego de poleas. La flecha que pone en movimiento a los discos está accionada con un motor de 120 volts, corriente alterna, de 8 Watts. Para garantizar que los discos se

mantengan fijos sobre el eje requieren de un tornillo "prisionero".

Dado que este equipo funciona ininterrumpidamente requiere que los sistemas de las chumaceras operen con eficiencia. También el sistema de rotación (motor, polea, control) deben trabajar sin problemas. Esto implica un calendario de mantenimiento periódico cuidadoso y eficaz.

El equipo fue construido por los talleres de la Facultad de Ingeniería de la UNAM y, aunque funcionó durante la fase experimental relativamente bien, la calidad del sistema de control no garantiza que la operación sea ininterrumpida. Este es un punto que debe ser revisado para futuros experimentos.

4.2 Arranque con efluentes diluidos

Como se dijo al principio, el problema de reducir la contaminación que se produce en las fábricas de pulpa y papel es uno de los más arduos con que se tiene que enfrentar la industria. Dado que el reactor biológico rotatorio constituye un equipo rentable por su eficiencia en la purificación de efluentes de tipo carbonoso, se estudió en este trabajo la degradación aerobia de los efluentes líquidos generados por la industria del papel empleando un reactor biológico rotatorio a escala de laboratorio (20 litros de volumen de trabajo) con el fin de evaluar su comportamiento.

Se tomó como agua residual de estudio, la proveniente de una planta mexicana que elabora papel "tissue" a partir de papel de desperdicio. Esta planta se encuentra ubicada en Apizaco, Tlaxcala.

Primeramente se realizó una caracterización de estas aguas (Tabla 14), observándose lo siguiente:

-La DQO soluble determinada es relativamente cercana al valor de las aguas negras (domésticas).

-Se observó una gran cantidad de sólidos totales y fibras, por lo que se hizo necesario decantar el agua antes de someterlas al tratamiento aerobio.

La alimentación al reactor se efectuaba en forma continua, mediante una bomba peristáltica modelo Multifix Constant Typ Mc 1000 FEC, mientras que las aguas tratadas se recibían en el sedimentador secundario colocado en la última etapa del reactor.

TABLA 14. CARACTERIZACION DE LAS AGUAS BLANCAS

CARACTERISTICA	VALOR PROMEDIO
DQO soluble (mg/L)	700 - 1,166
DBO ₅ soluble (mg/L)	697.5
SOLIDOS (ppm):	
TOTALES	1,120.0
FIJOS	725.0
VOLATILES	394.0
pH	7.32
OXIGENO DISUELTO (mg ₂ /L)	0.66

Los siguientes datos describen las características físicas del RBR-20.

VOLUMEN	= 20 L
NO. DE CAMARAS	= 10
NO. DISCOS/CAMARA	= 2 DISCOS
VEL. ROTACIONAL	= 26 RPM
DIAMETRO DISCOS	= 30 cm
REL. AREA/VOL.	= $141.3 \text{ m}^2/\text{m}^3$
‡ EVAPORACION	= 2.5 L/día

Una vez construido el reactor, se realizó una corrida experimental con una réplica, con el fin de evaluar su comportamiento y eficiencia de remoción de materia orgánica soluble.

4.2.1. Condiciones de operación

Para estudiar las condiciones de operación más adecuadas se hicieron corridas preliminares. La primera serie de corridas preliminares incluyó el estudio de la velocidad rotacional óptima (la mínima que garantiza concentraciones de oxígeno disuelto en las cámaras arriba de 2 mg/L).

Se probaron varios valores de la velocidad rotacional, quedando finalmente establecido el tren de discos en 26 rpm, que fue la mínima observada que permitía una buena agitación en las cámaras y se tenían valores de oxígeno disuelto mayores a 2 mg/L, ya que éste es el límite recomendado para asegurar un sistema aerobio.

Para el tiempo de residencia se probaron dos (24 y 48 h). Los resultados preliminares obtenidos en las corridas preliminares dieron como resultado la decisión de usar el de 24 h (1 día).

La temperatura no se controló, sino que se instaló el reactor en un laboratorio cuyas condiciones dieron una temperatura en el seno del líquido del reactor de aproximadamente 13 °C.

Con estos experimentos preliminares, las condiciones de operación reales manejadas en la corrida experimental fueron:

Tiempo de residencia hidráulica 1 día
Temperatura de operación 13.5 ± 0.39 °C
Velocidad rotacional de los discos 26 rpm

Las características del influente fueron:

Carga orgánica 600 ± 95 mgDQO/L
Sólidos totales 1,120 mg/L
pH 7.6 ± 0.1

Se alimentó el reactor con una concentración constante de materia orgánica (medida como DQO) y, con el fin de observar el alcance del estado de régimen permanente, se determinó este parámetro cada tercer día y se consideró que se tenía un estado estable cuando las variaciones en el valor de la DQO fueron aproximadamente de $\pm 10\%$.

A los pocos días de iniciada la operación, se comenzó a formar la película biológica sobre la superficie de los discos y paredes del reactor, en éstas en proporción menor. En forma diaria se evaluaron el pH, temperatura y oxígeno disuelto del licor mezclado. Esto se hizo con el fin de observar si se tenían

condiciones aerobias en las cámaras del reactor y poder observar el momento en el que los parámetros fisicoquímicos no variaran más del 10% para poder considerar el régimen permanente o estable.

Se observó en las cámaras la formación de flóculos fácilmente sedimentables, por lo que no se tuvieron problemas al respecto.

El tiempo de maduración del sistema fue de 7 semanas aproximadamente, después de las cuales se alcanzó el régimen permanente. Se observó en este sistema una baja susceptibilidad a trastornos con variaciones de carga orgánica, recuperándose rápidamente.

Una vez alcanzado el régimen permanente se registraron durante una semana completa los siguientes parámetros fisicoquímicos: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica última de oxígeno (DBOu), nitrógeno (medido como NH_3), sólidos totales (totales, totales fijos y totales volátiles: STT, STF, STV, respectivamente), oxígeno disuelto (OD), temperatura (T) y pH.

4.3. Experimentación a régimen pseudopermanente

Los resultados promediados de una semana completa de los análisis efectuados en esta corrida experimental para las condiciones de operación a un tiempo de residencia hidráulica de un día y una carga orgánica promedio de 600 mg/L (medida como DQO) se muestran en la Tabla 15.

TABLA 15. RESULTADOS OBTENIDOS DE LA CORRIDA EXPERIMENTAL PARA UN TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRAULICA DE UN DIA Y UNA CARGA ORGANICA DE 600 mg/L, COMO DQO

CANARA	DQO (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	HE3 (mg/L)	STP (mg/L)	STP (mg/L)	STP (mg/L)	pH	T (°C)	OD (mgO ₂ /L)
I 1/	597.0±97	465.4	0.151	1,120	725	394	7.32±0.23	15.41±0.38	0.66±0.36
1	371.7±91	351.0	0.062	5,288	1,952	3,336	7.44±0.21	15.10±0.73	2.19±0.49
2	318.8±91	215.5	0.036 2/	7,200	2,070	5,130	7.61±0.20	14.33±0.39	3.90±0.50
3	206.2±65	129.5	0.015 2/	5,650	2,350	3,300	7.68±0.17	13.98±0.47	4.94±0.40
4	179.1±56	106.0	0.090	6,980	3,350	2,730	7.78±0.12	13.48±0.40	5.44±0.32
5	162.7±48	100.0	0.265	7,323	3,352	2,180	7.81±0.12	13.23±0.39	5.93±0.23
6	152.7±49	96.0	0.570	2,380	1,120	1,260	7.76±0.00	13.05±0.41	6.09±0.18
7	150.4±50	84.5	0.869	3,650	2,310	1,340	7.74±0.16	12.95±0.35	6.32±0.15
8	131.0±41	79.0	1.307	1,570	890	680	7.74±0.11	12.93±0.39	6.52±0.15
9	125.6±33	72.5	1.878	1,320	772	560	7.74±0.16	13.01±0.40	6.57±0.15
10	117.1±38	72.5	3.925 2/	2,280	1,268	894	7.72±0.17	13.11±0.36	6.60±0.17
E 3/	107.5±37	72.0	1.893	2,293	1,426	866	7.68±0.18	14.68±0.45	6.25±0.50

STP = sólidos totales totales

OD = oxígeno disuelto

STP = sólidos totales fijos

DQO = demanda química de oxígeno

STP = sólidos totales volátiles

DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno

1/ I = influente

2/ Los datos se obtuvieron mediante extrapolación de la curva patrón

3/ E = efluente

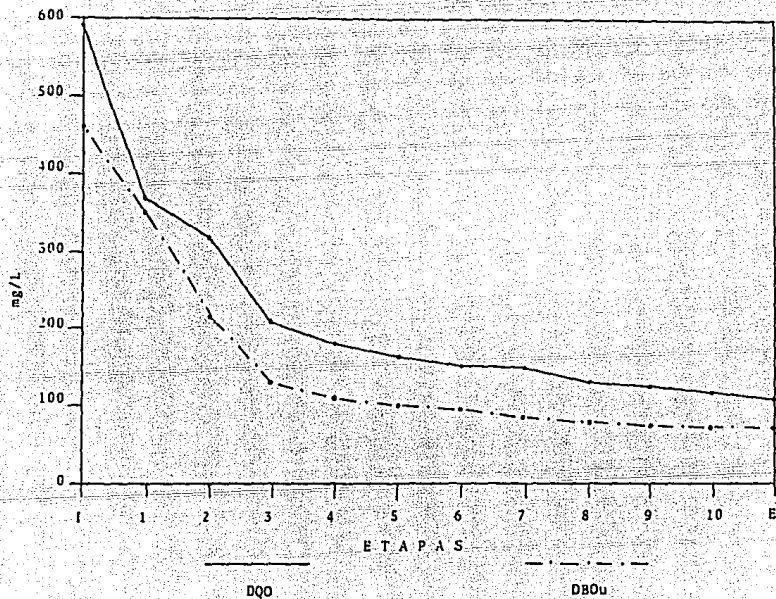
La remoción de contaminantes disueltos medida como DQO y DBO última fue de 82% y 84.5%, respectivamente, y se observó que prácticamente la remoción se lleva a cabo en las primeras cuatro cámaras (Fig. 11). Se consideró el parámetro de DBO última debido a que el sustrato no es de fácil biodegradación, por lo que las muestras tardan más de cinco días en dar valores de consumo de oxígeno puro. A partir de la quinta etapa ya no se observó una remoción apreciable.

Las aguas blancas tienen una concentración muy baja de nitrógeno que no llega a ser detectada por el método Kjeldhal, por lo que se manejó la hipótesis de que el tipo de bacterias que se desarrollan en el reactor son capaces de fijar el nitrógeno del aire para abastecer sus necesidades o de utilizar el nitrógeno de otras bacterias en descomposición. El proceso de fijación del nitrógeno puede llevarse a cabo en condiciones aerobias, ya que por lo general este tipo de microorganismos tienen las estructuras necesarias para aislar del medio el sitio de fijación del nitrógeno. El primer producto detectable es el amoníaco, que se presenta en bajas concentraciones en las primeras cuatro cámaras y va aumentando paulatinamente al reducirse la materia orgánica carbonosa. Esto puede observarse en la Tabla 15.

El pH se mantuvo prácticamente constante a lo largo de todo el reactor. El oxígeno disuelto en la primera cámara fue de 2.19 mgO₂/L, por lo que no se presentaron problemas de anaerobiosis y se observó saturación en las últimas cámaras. El efluente presentó una concentración de oxígeno disuelto de 4.25 mgO₂/L.

FIG. 11. CORRIDA EXPERIMENTAL

$Q = 20 \text{ L/día} , 600 \text{ mg DQO/L}$



La reducción en la temperatura observada se debe, esencialmente, a la evaporación de agua. Sin embargo, el intervalo encontrado (<5 °C) no se cree que afecte de manera importante la remoción de materia orgánica, especialmente a la luz de los resultados obtenidos en un reactor similar, especialmente en el intervalo entre 10 y 20 °C (17).

Los sólidos totales fijos y volátiles indican que la acumulación de biomasa activa ocurre en las primeras cinco cámaras y, a partir de la sexta, se observa un contenido relativamente constante. Es claro que la biomasa aumenta sobre todo en las primeras dos cámaras, donde existe la mayor proporción de sustratos biodegradables (Fig. 12).

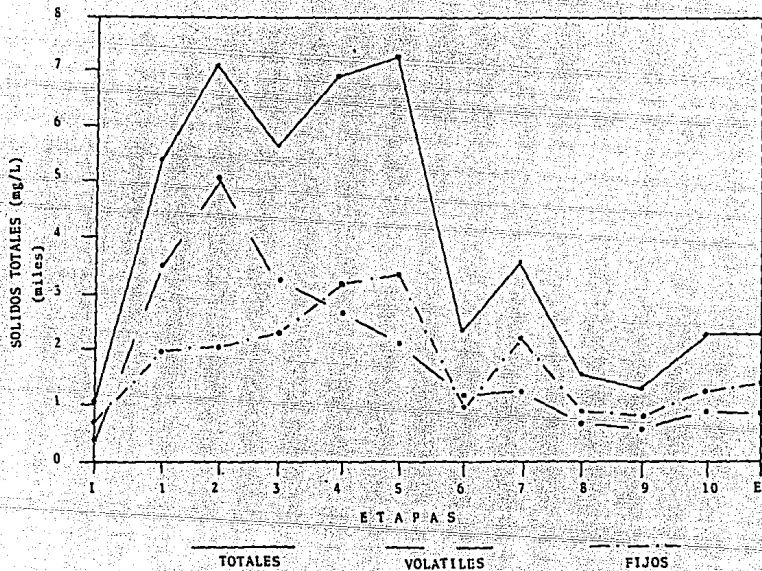
No se midió color durante esta fase de operación pero visualmente pudo observarse una remoción apreciable del color blanco característico de estas aguas de desecho, obteniéndose un efluente prácticamente transparente en la última etapa del reactor.

Esta primera corrida experimental indica que el sistema es prometedor para el tratamiento aerobio de las aguas blancas generadas en esta empresa y que su diseño y construcción fueron adecuados.

Las recomendaciones derivadas de este primer estudio con un RBR para el diseño experimental que permita obtener los parámetros de diseño y construcción para un reactor a escala industrial de este tipo son las siguientes:

FIG. 1.2. CORRIDA EXPERIMENTAL

Q = 20 L/dfa , 600 mg DQO/L



1. Realizar experimentos controlados a diferentes tiempos de residencia hidráulica (menores de un día), manteniendo la carga orgánica constante, preferentemente en el intervalo que sea la que en promedio tienen las aguas blancas a la salida del clarificador primario.

Estos experimentos permitirán definir el tiempo mínimo de operación y, consecuentemente, el volumen mínimo necesario de reactor para un gasto hidráulico dado.

2. Evaluar las constantes cinéticas que permitan predecir el comportamiento de este tipo de reactores con el mínimo de experimentación. Para ello será importante revisar la literatura y verificar la aplicabilidad de los modelos cinéticos estudiados por otros investigadores a los datos obtenidos del diseño experimental realizado.

3. Llevar a cabo una evaluación económica preliminar que permita hacer una comparación de este sistema biológico con los otros que se están estudiando en forma paralela.

RECOMOCINIERTOS

Este subproyecto se realizó con el financiamiento parcial del CONACYT a través del proyecto clave PVT/AI/NAL/87/3782. Los equipos analíticos fueron donados por el Ministerio Federal de Investigación y Tecnología de la RFA y por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente de Kenya. Las aguas residuales fueron proveídas por PAMOSA.

REFERENCIAS

1. Alvarez-López, A. Diseño y construcción de un reactor biológico rotatorio para tratamiento aerobio de efluentes. Tesis Fac. de Química, UNAM:1986.
2. Andere, G. Tratamiento biológico aerobio de agua de desecho de un molino de nixtamal en un reactor de discos rotatorios. Tesis Fac. de Química, UNAM:1987.
3. Antonie, R.L. Fixed biological surfaces wastewater treatment. CRC Press Inc. Cleveland, Ohio, E.U.A.:1976
4. Ayanegui S. Uso del agua en la industria de pulpa y papel. Memorias del Simposio sobre Tratamiento y Reuso de Aguas Residuales Municip. e Ind. SMISA, marzo de 1982.

5. Benjes, H.H. Handbook of Biological Wastewater Treatment, Garland STPM Press, New York, 1980.

6. Borchardt, J.A. "Biological waste treatment using rotating discs", en Biological Waste Treatment, ed. Canale, R.P., Wiley-Interscience, 1971.

7. Berg, N. Chemical and sensory analysis of off-flavor in fish from polluted rivers in Norway. Water Sci. Technol., 5(6-7); England: 1983. Pp 59-65.

8. Casey, J. P. Pulp and paper, chemistry and chem. technology, vol II. 3rd ed. John Wiley and Sons, New York: 1980. Pp 1253-71.

9. Diario Oficial de la Federación, agosto 4, 1988, diciembre 14, 1988, México.

10. Durán, C. y Hartmann, H. Biological treatment of maize processing effluents (nejayote) in batch and continuous laboratory tests. En Proc. 2nd World Congress of Chem. Engineering. Oct. 4-9, Montreal, Canada: 1981. Pp 81-90.

11. Escárcega C. y Pulido R. Modelo cinético para un reactor biológico rotatorio usado en el tratamiento aerobio de efluentes. Tesis Fac. de Química, UNAM: 1986.

12. Guevara-Rodríguez, M. Estudio técnico- económico de una planta de celulosa blanqueada a partir de papel de desperdicio. Tesis Fac. de Química, UNAM: 1982.
13. Hernández-Ayala, A. Caracterización y estudio de tratabilidad de las aguas residuales de la ciudad de Apizaco, Tlaxcala. Tesis, Fac. de Química, UNAM: 1982.
14. Kent, J. Riegel's Handbook of Industrial Chemistry. 7th ed. Van Nostrand Reinhold Company. New York: 1974. Pp 847-854.
15. Klekowski, E. y Levin, D. Mutagens in a river heavily polluted with paper recycling wastes. Environ. Mutagen, 1(13), England: 1979. Pp 209-219.
16. López-Acuña, D. y González de León, D. La salud ambiental en México. Colección Medio Ambiente, vol. 4. Ed. Universo veintiuno. México: 1987. Pp 164-166.
17. Luna-Pabello, V.M. Efecto de la temperatura en las poblaciones de protozoarios ciliados en un reactor de biodiscos. Tesis de Maestría, Fac. de Ciencias, UNAM:1990.
18. Lund, H. Manual para el control de la contaminación industrial. Instituto de Estudios de Administración Local. Madrid: 1974.

19. Nalco Chemical Company. Manual de agua, tomo II. McGraw-Hill, México: 1989. Capítulo 30.
20. Nemerow, N. Aguas residuales industriales. H:Blume ediciones. Madrid: 1977. Pp 2-3, 373-387.
21. Nestmann, E. R. Mutagenicity of constituents identified in pulp and paper mills effluents. Mutat. Res., 79(3), England:1980. Pp 203-212.
22. Paasivirta, J. Potential off-flavor compounds from chlorine bleaching of pulp and chlorodisinfection of water. Water Sci. Technol., 15(6-7), England: 1983. Pp 97-104.
23. Pedroza, R. Estudio de la degradación biológica aerobia de los efluentes de la nixtamalización. Tesis de maestría, UIA:1985
24. Small, W. Third pollution. The national problem of solid waste disposal. Praeger Publishers. New York: 1971.
25. Subsecretaría de Planeación. Dir. Gral. de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Uso del agua y manejo del agua residual en la industria, tomo I: Celulosa y Papel. S.R.H. México: 1976.
26. The New Encyclopaedia Britannica, volume 13. William Benton, Publisher. U.S.A.: 1974. Pp 968, 974.

27. Wheeldon, D.H. y Bayley, R.W. "Economic studies of biological fluidised beds for waste-water treatment", en *Biological fluidised Bed Treatment of Water and Waste-water*, eds. Cooper, P.F. y Atkinson, B., Ellis Horwood, Chichester, 1981. Pp.306-328.

28. Winkler, M. *Tratamiento biológico de aguas de desecho*, LIMUSA, México, 1986. Pp. 183-246.

APENDICE I: TECNICAS EXPERIMENTALES

TEMPERATURA

La temperatura se mide utilizando un Oxygen Meter model 54 con un electrodo sensible al oxígeno disuelto y a la temperatura. El aparato se calibra conforme a las instrucciones.

OXIGENO DISUELTO

El oxígeno disuelto se mide utilizando un Oxygen Meter model 54, del mismo modo que se mide la temperatura.

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO)

La DQO se determina de acuerdo al método 508 del Standard Methods. El método consiste en un reflujo con dicromato de potasio en matraces cilíndricos, con refrigerantes de aire y calentados en una parrilla eléctrica.

Reactivos

- Solución estándar de dicromato de potasio, 0.25 N
Se disuelven 12.259 g de dicromato de potasio, previamente secado a 103 °C por 2 horas, en agua destilada y se afora a un litro.
- Acido sulfúrico con sulfato de plata (catalizador)
Contiene 22 g de sulfato de plata por 4 kg (9 lb) de ácido sulfúrico. Requiere de 1 a 2 días para disolverse.
- Acido sulfúrico concentrado
- Sulfato mercúrico

- Solución estándar de sulfato ferroso amoniacal (FAS),
0.1 N

Se disuelven 39.2 g de FAS en agua destilada. Se adicionan 20 mL de ácido sulfúrico concentrado y se afora a un litro. Esta solución se estandariza con la solución estándar de dicromato.

Estandarización

Se diluyen 10 mL de la solución estándar de dicromato de potasio en 100 mL y se adicionan 30 mL de ácido sulfúrico concentrado. Se titula con sulfato ferroso amoniacal, usando 2 ó 3 gotas (0.10 a 0.15 mL) de ferroína como indicador. La normalidad del FAS se determina con la siguiente ecuación:

$$\text{Normalidad} = \frac{A * 0.25}{B}$$

donde A = mL de dicromato utilizados

B = mL de FAS gastados en la titulación

- Solución indicadora de ferroína

Se disuelven 1.485 g de 1,10-fenantrolina monohidratada junto con 695 mg de sulfato ferroso heptahidratado en agua y se afora a 100 mL.

Procedimiento

1. Tratamiento de la muestra

Se toman 2 mL de muestra (centrifugados durante 30 min) y se aforan a 10 mL, y se vierten en los matraces cilíndricos. Se añaden al matraz 0.2g de sulfato mercuríco y 5 mL de dicromato de potasio 0.25 N. Después de colocarse el refrigerante, se añaden 15 mL de la solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico en forma lenta. Se prepara además un blanco utilizando 10 mL de agua destilada como muestra.

2. Reflujo

Se colocan los matraces en la parrilla eléctrica y se mantienen a reflujo durante 2 horas.

3. Valoración de la muestra

Después del reflujo, el exceso de dicromato se valora de la siguiente manera: se agregan 40 mL de agua destilada (lavando el refrigerante) y 2 gotas de la solución de ferroína; titulándose la muestra con sulfato ferroso amoniacal 0.1 N. Como punto final de la valoración se toma el primer cambio perceptible de color azul verdoso a pardo rojizo.

4. Cálculo

La demanda química de oxígeno se determina de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{mgDQO/L} = \frac{(A-B) * N * 8000}{\text{ml muestra} * f}$$

donde DQO = Demanda química de oxígeno (mgO /L)

A = Volumen de FAS gastado para valorar el blanco (mL)

B = Volumen de FAS gastado para valorar la muestra (mL)

N = Normalidad del FAS

f = factor de dilución

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (DBO)

La prueba consiste en colocar una muestra problema en una botella de volumen determinado y que se diluye con una solución acuosa de nutrientes. Las botellas se colocan en una incubadora en un lapso de 5 días.

Esta prueba se llevó a cabo en un respirómetro VOITH

(Sapromat) siguiendo las instrucciones del fabricante. El aparato da directamente la lectura de DBO (en mgO₂/l).

SOLIDOS TOTALES

1. Totales (STT)

Se limpian crisoles para eliminar toda materia adherida a ellos, se dejan en una estufa cuando menos 8 horas a 100 °C para eliminar la humedad. Se transfieren a un desecador 15 min y después se pesan (peso A).

Utilizando una pipeta volumétrica se agregan a los crisoles muestras homogéneas del licor mezclado. Se colocan los crisoles en la estufa a 103 °C cuando menos 6 horas. Los crisoles se enfrían durante 15 min en un desecador para después ser pesados (peso B). La diferencia de peso entre los crisoles sin muestra y con muestra ya desecada, da la cantidad de materia sólida total contenida en ésta. Con la siguiente fórmula se calculan los sólidos totales:

$$STT = \frac{(C-A) \cdot 10^6}{V}$$

donde STT = Sólidos totales (mg/L)

B = Peso del crisol con muestra (g)

A = Peso del crisol sin muestra (g)

V = Volumen de muestra colocado en el crisol (mL)

2. Totales fijos (STF)

Una vez obtenido el peso B los crisoles se meten a la mufla a 600 °C durante 20-30 min, se enfrían en un desecador durante 15 min y se pesan (peso C). Con la siguiente fórmula se calculan los

sólidos totales fijos:

$$STF = \frac{(C-A) * 10^6}{V}$$

donde STF = Sólidos totales fijos (mg/L)

C = Peso del crisol con muestra (g)

A = Peso del crisol sin muestra (g)

V = Volumen de muestra (ml)

3. Totales volátiles (STV)

Se obtienen de la diferencia de los sólidos totales totales menos los sólidos totales fijos:

$$STV = STT - STF = \text{mg/L}$$

NITROGENO (como NH₃)

El nitrógeno amoniacal se determina usando el método colorimétrico del fenolato (ASTM D-1426). Este método se basa en la reacción producida entre fenol e hipoclorito alcalino con amoníaco para formar indofenol, de color azul, que es proporcional a la concentración de amoníaco. El color azul es intensificado con nitroprusiato de sodio.

Reactivos

- Solución estándar de amoníaco (solución madre)

Se disuelven 3.819 g de cloruro de amonio anhidro (NH₄Cl) secado a 105 °C, en agua y diluir a un litro. (1 mL = 1.0 mg NH₃ como N).

- Solución estándar A de amoníaco

Se diluyen 10.0 mL de la solución madre a un litro con agua destilada. (1 mL = 0.01 mg NH₃ como N).

- Solución estándar B de amoníaco

Se diluyen 10.0 mL de la solución estándar A en 100 mL con agua destilada. (1 mL = 0.001 mg NH₃ como N).

- Solución EDTA (sal disódica): 50 g/L

Se disuelven 50 g de sal disódica dihidratada de EDTA y 5 a 7 lentejas de NaOH en un litro de agua.

- Solución de nitroprusiato de sodio.

Se disuelven 0.5 g de nitroprusiato de sodio (Na₂Fe(CN)₅NO.2H₂O) en un litro de agua.

- Solución de fenolato de sodio: 83g/L

En un matraz de un litro se disuelven 83 g de fenol (ó 30 mL de fenol líquido al 90%) en 500 mL de agua. Se adicionan lentamente con agitación 42 mL de NaOH al 50% en peso. Cuando enfría, se afora a un litro. Hay que verificar que la solución final esté libre de sólidos suspendidos. Filtrar si es necesario.

Procedimiento

1. Preparación de las soluciones estándar.

Se preparan estándares (el día que se lleve a cabo la prueba) según se indica en la siguiente tabla:

NH ₃ como N (mg/L)	Solución estándar/100 mL
	Solución B (mL)
0.01	1.0
0.02	2.0
0.05	5.0
0.10	10.0
	Solución A (mL)
0.20	2.0
0.50	5.0
0.80	8.0
1.00	10.0
1.50	15.0
2.00	20.0

2. Acondicionamiento de las muestras

Las muestras que se piensan analizar deben ser previamente centrifugadas. Tanto a los estándares como a las muestras se les agregan los reactivos en el siguiente orden: EDTA, fenolato de sodio, hipoclorito de sodio y nitroprusiato de sodio. Cuidar que las muestras no sean turbias. Por cada 2 mL de muestra se agregan:

- 0.8 ml de EDTA (50 g/L)
- 0.6 ml de fenolato de sodio (conc.)
- 0.6 ml de hipoclorito de sodio (conc.)
- 0.6 ml de nitroprusiato de sodio (conc.)

3. Determinación de las lecturas

El análisis se determina en un espectrofotómetro en el intervalo de luz visible (645 nm). El aparato se calibra a cero con un blanco (agua destilada o desionizada con todos los reactivos). La celda de referencia contiene agua destilada o desionizada. Una vez calibrado el aparato se toman los valores de absorbancia. Con los estándares se obtienen los valores para construir la curva patrón, graficando concentración vs. absorbancia. Los valores de absorbancia de las muestras caen dentro de esta curva y se obtiene directamente el valor de concentración.

pH.

El pH se mide mediante un electrodo combinado y un medidor de pH marca pH Meter Corning Model 10.

**APENDICE II: CURVA PATRON OBTENIDA PARA LA DETERMINACION DE
NITROGENO AMONIACAL**

Se realizaron 3 corridas experimentales con las soluciones estándar y se obtuvieron los siguientes datos:

conc. NH ₃ (mgN/L)	A B S O R B A N C I A			
	CORRIDA #1	CORRIDA #2	CORRIDA #3	PROMEDIO
0.01	- 0.009	- 0.004	0.026	- 0.0323
0.02	- 0.014	- 0.005	- 0.006	- 0.0083
0.05	- 0.001	0.003	0.005	0.0023
0.10	0.012	0.016	0.016	0.0146
0.20	0.066	0.051	0.081	0.0660
0.50	0.192	0.131	0.153	0.1580
0.80	0.356	0.210	0.257	0.2740
1.00	0.413	0.279	0.357	0.3490
1.50	0.647	0.432	0.535	0.5380
2.00	0.869	0.554	0.741	0.7210

De acuerdo con la ley de Lambert-Beer, al graficar concentración vs absorbancia se obtiene una línea recta. Aplicando regresión lineal: $y = a + bx$, se obtienen los siguientes parámetros:

ordenada al origen (a) = - 0.0212

pendiente (b) = 0.3710

coeficiente de correlación = 0.9995

La ecuación de la curva patrón es, por tanto:

$$C = \frac{A + 0.0212}{0.371}$$

donde C = concentración de NH₃ (mgN/L)

A = absorbancia

Se consideró como válido el análisis en el intervalo de concentraciones de 0.05 a 2.00 mgN/L.

FIG. 13. CURVA PATRON PARA LA DETERMINACION DE AMONIACO
corrida experimental

