

30

2/



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
"CUAUTITLAN"

FALLA DE ORIGEN

ESTUDIO DE LA TOXICIDAD Y BIODEGRADABILIDAD
DE COMPUESTOS FENOLICOS EN AGUAS RESIDUALES

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
QUIMICO FARMACEUTICO BIOLOGO

P R E S E N T A :

PEDRO MENDEZ LARA

DIRECTOR DE TESIS :

M. EN C. VICENTE LOPEZ MERCADO



Universidad Nacional
Autónoma de México



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

RESUMEN	1
INTRODUCCION	5
OBJETIVO	8
EL AGUA	9
GENERALIDADES SOBRE EL AGUA	9
LOS RECURSOS NATURALES EN EL MUNDO	13
LOS RECURSOS NATURALES EN MÉXICO	19
PROBLEMATICA ACTUAL	26
EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN MÉXICO	26
TECNICO Y GEOGRAFICO	26
ECONOMICO	31
SOCIAL	34
LEGAL	41
EL FENOL Y SUS DERIVADOS	45
DEFINICIÓN	45
PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS	46
UTILIZACIÓN INDUSTRIAL DEL FENOL	46
MANUFACTURA	57
PROCESO DE HIDROPEROXIDO DE CUMENO	57
PROCESO DEL TOLUENO - ACIDO BENZOICO	59
PROCESO DEL ALQUITRAN DE HULLA	59
TOXICIDAD DEL FENOL	60
ORIGEN DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS EN EL MEDIO AMBIENTE	64

EL REUSO DEL AGUA	69
MEDIDA DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA	71
AUTODEPURACIÓN DEL AGUA	74
FUNDAMENTOS TEORICOS DEL TRATAMIENTO DE AGUA	75
BIODEGRADACIÓN	75
SISTEMAS BIOLÓGICOS	78
MICROORGANISMOS DE IMPORTANCIA EN TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS	78
ESTRUCTURA Y FUNCION DE LOS ORGANISMOS EUCARIOTICOS	79
MICROORGANISMOS EUCARIOTICOS	81
ESTRUCTURA Y FUNCION DE LOS ORGANISMOS PROCARIOTICOS	87
MICROORGANISMOS PROCARIOTICOS	89
OTROS ORGANISMOS	92
RELACIÓN ENTRE MICROORGANISMOS	94
CRECIMIENTO DE LOS MICROORGANISMOS	97
FACTORES RELACIONADOS CON EL SUBSTRATO	104
DEGRADACION AEROBIA	104
METABOLISMO ANAEROBIO	106
LAS ENZIMAS Y EL SUBSTRATO	107
EL SUBSTRATO Y LA PRODUCCION DE ENERGIA	111
FACTORES RELACIONADOS CON EL AMBIENTE	119
FACTORES DE TIPO QUIMICO	120
FACTORES DE TIPO FISICO	122
TEORÍAS SOBRE BIODEGRADACIÓN	124
CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS	125
SISTEMAS DE TRATAMIENTO	141
SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO CON CRECIMIENTO SUSPENDIDO	146
SISTEMAS DE TRATAMIENTO CON CRECIMIENTO SOBRE UNA SUPERFICIE	161

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES QUE CONTIENEN FENOL Y COMPUESTOS RELACIONADOS	167
SUSCEPTIBILIDAD DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS A SER DEGRADADOS	167
DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS FENÓLICOS POR DIFERENTES MICROORGANISMOS	169
SISTEMAS DE TRATAMIENTO MÁS EMPLEADOS PARA LA REMOCIÓN DE COMPUESTOS FENÓLICOS	177
OTRAS FORMAS DE REMOVER FENOLES	203
DEGRADACION DE FENOLES EN MEDIOS NATURALES	203
DISCUSION Y CONCLUSIONES	211
BIBLIOGRAFIA	216

RESUMEN.

Siendo el agua el recurso de mayor abundancia en la Tierra, tal vez parecería extraño aseverar que pese a ello, el agua está en peligro de agotarse. Para creer esto sólo es necesario conocer la cantidad neta que de agua está disponible y que puede ser usada directamente en las actividades diarias del hombre: El 1% constituye realmente un porcentaje pequeñísimo si se toma en cuenta la cantidad y variedad de actividades en que se ocupa. Además de esta carencia "natural", la disponibilidad del preciado líquido es afectado por las variables atmosféricas que influyen en el clima y que regulan de forma decisiva el ciclo hidrológico, ciclo que ha permitido que la cantidad de agua en el mundo se mantenga de forma constante desde hace muchísimos años.

La República Mexicana está considerada como una región en donde el agua no es abundante. Aquí la carencia de agua se hace cada día más patente por el gran crecimiento poblacional e industrial que, aunado a una serie de factores de tipo social, hacen que el problema se agudice, a tal grado que ya se vislumbran los problemas que acarreará la escasez del líquido en el país y sobre todo, de manera especial en la capital de la República.

La contaminación del agua es un factor que está involucrado directamente en la escasez de ésta, ya que entre mayor sea el grado de contaminación, mayor será la dificultad para depurar las aguas y su reuso será igualmente más problemático.

El sector industrial contribuye de manera decisiva en la -

conformación del problema, pues son precisamente los pequeños y grandes industriales los que provocan una contaminación del agua más difícil de eliminar por el vertimiento de sustancias peligrosas de alta toxicidad a los cuerpos receptores destinados para ello.

Las industrias en las que de una u otra manera los compuestos fenólicos se pueden encontrar tomando parte en alguna de las etapas del proceso, revisten gran importancia por dos razones fundamentales:

- a) La importancia capital que para la economía del país tienen esos productos.
- b) Por la alta toxicidad de los compuestos fenólicos para la salud.

Tanto la escasez provocada por la situación geográfica del país y las condiciones climáticas, como el mal uso que se le da al agua por los diferentes sectores de la economía, hacen de ésta un recurso poco abundante en el país. Debido a esta situación, es necesaria la creación de planes que permitan reusar el agua y abatir de esta forma el consumo del agua de primer uso. Así, el tratamiento de aguas residuales se constituye como un paso de relevante importancia para solucionar el problema, o por lo menos, disminuirlo.

Dentro de los sistemas de tratamiento, los que utilizan procesos biológicos para la depuración de las aguas residuales, son los que se han desarrollado más en los últimos años por las

innumerables ventajas que presentan frente a los otros existentes.

La depuración biológica del agua, involucra necesariamente la presencia de un sustrato, un sistema biológico y las condiciones ambientales adecuadas para que el proceso se efectúe. El sustrato normalmente es el o los contaminantes que se precisa remover, el sistema biológico lo constituyen fundamentalmente los microorganismos que reconocen al sustrato como una fuente de alimento.

Se ha comprobado en un sinnúmero de trabajos de investigación a nivel mundial, que los compuestos fenólicos presentan cierta susceptibilidad a ser removidos biológicamente si se ponen en contacto con los microorganismos adecuados y bajo condiciones favorables de crecimiento. Las vías degradativas que los microorganismos emplean para la transformación de los compuestos fenólicos en otros menos tóxicos, incluyen tanto la ruta aerobia como la anaerobia, y en ocasiones una combinación de éstas. La elección del tipo de ruta es sólo función del tipo de microorganismos que se empleen.

Dentro de los sistemas de tratamiento más utilizados para la depuración de aguas residuales que contienen compuestos de tipo fenólico, están los llamados lodos activados como los sistemas más empleados, en los que se han encontrado porcentajes de remoción muy aceptables.

Las diferentes variantes de esta clase de plantas de tratamiento han aparecido en virtud de la necesidad de adaptarlas

a condiciones especiales. En la actualidad se han intensificado los esfuerzos por desarrollar nuevos sistemas que permitan la depuración de aguas residuales de tipo félico de una manera más eficiente y económica. Así, las nuevas investigaciones han descubierto que el uso de sistemas anserobios, representa un aumento significativo de la eficiencia de remoción, sobre todo si se les compara con los sistemas de tratamiento que utiliza la vía aerobia. Sin embargo, resulta que estos sistemas todavía representan un gasto considerable para su construcción a gran escala, razón por la cual se trabajan aún a nivel laboratorio y pequeñas plantas.

INTRODUCCION.

El agua es uno de los recursos naturales más importantes - para la vida en la Tierra, la usamos para la preparación de - nuestros alimentos, para la preservación de nuestra salud e higiene y es, muchas veces, indicativo del grado de desarrollo industrial y agrícola de un país (116). De esta forma, el agua es el recurso natural más ampliamente usado por el hombre y es en consecuencia, el que está más frecuentemente expuesto a sufrir contaminación, tanto por la mano del hombre como por fenómenos accidentales. El problema de la contaminación del agua, es un fenómeno que se ha venido agudizando por el incremento explosivo de la población en nuestro país y, además, por el consiguiente aumento de las actividades industriales (117).

En nuestro país, el problema de la contaminación del agua se ha venido agudizando por el hecho de ser la ciudad más poblada del planeta y que se encuentra a una altura sobre el nivel del mar de 2,240 m (16), altura a la que hay que elevar el agua para poder dotar del preciado líquido a la mayoría de sus habitantes. Además, la ciudad de México posee una población cuya actitud ante el problema de la escasez y contaminación del agua es francamente nula, a tal grado que se dice que el ciudadano posee una cultura al respecto basada en el "hábito del desperdicio" (117). Algunos autores han estimado que muy probablemente la demanda de agua para la década de los años noventa, será muy difícilmente satisfecha, de continuar el actual grado de crecimiento

to de la población (80).

El problema es muy complejo y está muy lejos de tener una solución satisfactoria. Dentro de los principales problemas -- que se encuentran involucrados con la contaminación del agua en México, está el de tipo económico. En el Informe Nacional de Ecología 1988, se reportó que el volumen de aguas tratadas en el país representa sólo el 17% del volumen total (57). Es por ello que resulta imprescindible promover la investigación para poder abatir costos y consecuentemente, poder incrementar el volumen de aguas tratadas.

Por otro lado, sabemos que la contaminación es causada tanto por productos de origen natural, como por compuestos sintetizados por el hombre o muy frecuentemente, por aquellos que poseen una elevada toxicidad. Los primeros suelen ser rápidamente removidos de las aguas residuales, por medio de sistemas que utilizan a microorganismos capaces de utilizarlos como fuente de energía. Sin embargo, los compuestos sintetizados por el hombre o que son de extrema toxicidad, muy difícilmente pueden ser aprovechados por los microorganismos, solamente lo son bajo determinadas condiciones y constituyen por ese solo hecho un problema para la implementación de plantas de tratamiento que los puedan remover.

Dentro de los compuestos que poseen una elevada toxicidad y que representan un problema para la contaminación del agua, se encuentran los compuestos fénólicos (17). Este compuesto y sus derivados son ampliamente usados en la Industria Química

del país en muchos y variados procesos (7). Sin embargo, la información disponible para el tratamiento de aguas que contengan fenol en nuestro país es muy reducida, de esta forma surge la imperiosa necesidad de impulsar las investigaciones al respecto, para que en un mediano plazo México pueda contar con plantas de tratamiento de aguas residuales para tratar aguas que contengan desechos fenólicos y poder, en consecuencia, dotar a la población de las zonas metropolitanas agua de una calidad aceptable para todas las actividades que realiza.

OBJETIVOS.

GENERAL.

Hacer una evaluación sobre la problemática de la contaminación del agua por compuestos fenólicos.

ESPECÍFICOS.

Estudiar la importancia de los compuestos fenólicos.

Estudiar el comportamiento biodegradativo de los compuestos fenólicos en el agua.

Revisar los métodos por medio de los cuales se puede remover del agua a los compuestos fenólicos.

EL AGUA

GENERALIDADES SOBRE EL AGUA.

Por todos es bien conocida la importancia que el agua tiene para la vida en la Tierra. Es un recurso de primerísima necesidad para nuestra existencia cotidiana. Se usa para la preparación de los alimentos, para calmar la sed, es el elemento indispensable para la preservación de la salud e higiene, en muchas ocasiones es indicativo del grado de desarrollo de un país, pues es de amplio uso en las actividades agrícolas e industriales. De los usos mencionados anteriormente, el de la preservación de la salud es, tal vez, el más importante que tiene este valioso recurso. Aquí no sólo es indispensable contar con suficiente agua para llevar a cabo las actividades inherentes, sino que es necesario tener la certeza de estar usando agua de buena calidad. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), "Casi la cuarta parte de las camas disponibles en todos los hospitales del mundo, están ocupadas por enfermos cuyas dolencias se deben a la insalubridad del agua". Esto quiere decir que cuando el agua por el contacto con la tierra o con el hombre ha modificado su composición, puede convertirse en peligro y ocasionar grandes daños (120).

Por otra parte, si bien es cierto que el agua es de los compuestos de mayor importancia para la existencia de la vida, también lo es el hecho de que es el recurso que se encuentra en

mayor abundancia sobre la superficie de la Tierra, ya que casi cuatro quintas partes de la superficie terrestre están ocupadas por la misma. No obstante, tan sólo un pequeño porcentaje, menos del 3% de la cantidad total existente, puede aprovecharse directamente por el hombre, esto es debido principalmente y como veremos más adelante, a factores de carácter natural y técnico (109, 48).

El agua, además, se encuentra en altos porcentajes constituyendo a la mayoría de los organismos vivos, pues se estima -- que alcanza valores de hasta un 90% (74).

Las propiedades que el agua posee y que la hacen parte esencial en la constitución y preservación de la vida, las debe en gran parte a las características moleculares que observa.

La molécula de agua está constituida en su forma más simple, por dos átomos de hidrógeno que se unen covalentemente a un átomo de oxígeno. Estos dos átomos constitutivos poseen electronegatividades (capacidad para la atracción de electrones) muy diferentes, razón por la cual se da la formación de cargas locales comunmente llamadas dipolos (63). El carácter dipolar de la molécula de agua favorece su mutua asociación en formaciones ordenadas con una geometría precisa dictada por la estructura interna de la molécula. Tal vez la propiedad más importante derivada del carácter dipolar de la molécula del agua, sea su capacidad para la formación de enlaces de hidrógeno, que se llevan a cabo por la atracción electrostática recíproca entre el núcleo de hidrógeno de una molécula y el par de electrones

no apareados de otra molécula. Aunque individualmente débiles, los enlaces de hidrógeno desempeñan papeles significativos en la vida a nivel molecular porque pueden formarse en gran número. Los enlaces múltiples de hidrógeno, confieren una estructura - significativa, no sólo al agua, sino también a otras moléculas dipolares tan diversas como los alcoholes, el DNA y las proteínas (53, 66).

Algunas propiedades del agua que son de interés en el aspecto del control hidráulico y por consiguiente ayudan a preservar la calidad del agua incluyen: la estructura molecular, densidad, viscosidad, presión de vapor, tensión superficial, resistencia a la difusión, poder de solución y suspensión, absorción de la luz, capacidad calorífica y la absorción del calor. Casi todas las propiedades físicas del agua, así como las químicas y biológicas, dependen de la temperatura (48), algunas de estas - propiedades se muestran en la Tabla 1.

TABLA 1
Algunas Propiedades Físicas del Agua (48)

Volumen molecular	$2.97 \times 10^{-11} \mu^3$
Líquido	$3.23 \times 10^{-11} \mu^3$
Hielo	$3.3 \times 10^{-4} \mu^3$
Gas	0.9997 g/m
Densidad a 20°C	
Viscosidad a 20°C	
Dinámica (centipoises)	1.01
Cinemática (centistokes)	1.01
Presión a vapor a 100°C	760 mm de Hg
Tensión superficial a 20°C	77.8 dinas/cm

LOS RECURSOS NATURALES EN EL MUNDO.

La cantidad de agua en la Tierra se ha mantenido constante desde la aparición de las primeras formas de vida hasta la actualidad. De hecho se podría imaginar, y no es ninguna fantasía, que el agua que posiblemente utilizaron los dinosaurios para bañarse, sea prácticamente la misma que usamos nosotros para satisfacer las necesidades básicas.

El fenómeno que ha permitido que el agua se haya mantenido en forma constante a través del tiempo es conocido comúnmente como ciclo hidrológico.

La precipitación, percolación, escurrimiento y evaporación, son etapas del ciclo hidrológico, parte del agua cae directamente sobre la superficie acuática; otra parte fluye sobre la tierra y hace su ruta sobre arroyos y ríos, estanques, lagos, depósitos o por mares y océanos; parte de ella retorna inmediatamente a la atmósfera por evaporación, desde las superficies acuáticas y terrestres, así como por evaporación y transpiración de la vegetación y otra parte se percola al subsuelo (48), lo cual se ilustra en la Figura 1.

Los volúmenes de agua sobre la tierra son grandes. Se calcula que solo los océanos y mares contienen $1,351.1 \times 10^6 \text{ km}^3$ de agua, y se estima que se encuentran confinados en los casquetes polares $25.02 \times 10^6 \text{ km}^3$. En conjunto, esta masa de agua representa aproximadamente el 97% de los recursos acuáticos totales. Desafortunadamente, ninguna de ellas está disponible en -

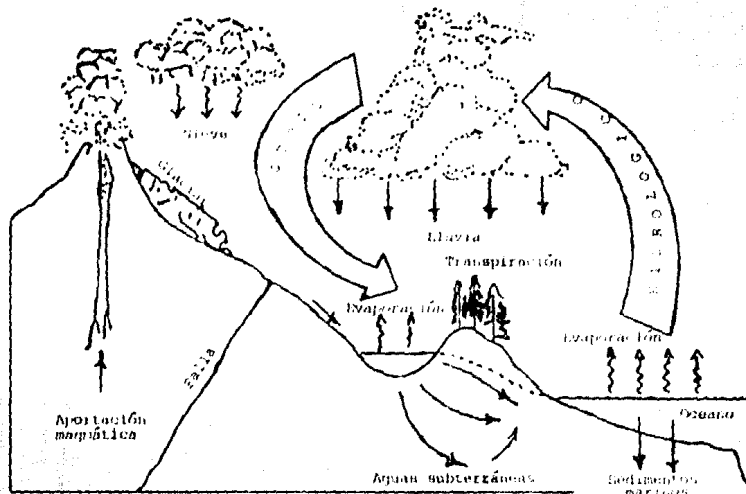


Fig. 1. Ciclo hidrológico.

Davies, 1971. (31).

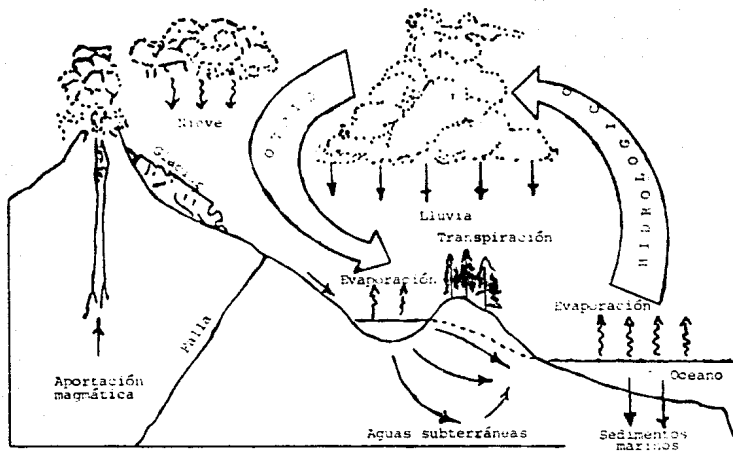


Fig. 1. Ciclo Hidrológico.

Davies, 1971. (31).

forma directa para abastecer agua, ya que el agua de mar contiene por cada litro 35 g de sal, en tanto que el hielo polar se encuentra muy lejano de las regiones habitables del globo (48). En la Tabla 2 se reportan los porcentajes de agua dulce y oceánica existente en la Tierra.

Haciendo un análisis comparativo de la cantidad de agua existente en los océanos y la cantidad de agua dulce, se podrá observar que existen cerca de 36 veces más agua en los océanos que la que pudiera estar directamente disponible para el hombre. Y por si esto fuera poco, del total de agua dulce en el mundo, se observa una desigual distribución de ésta en las diferentes fases del ciclo hidrológico, lo cual lo podemos visualizar fácilmente en la Tabla 3.

Se ha establecido que el agua observa un ciclo, y que en virtud de éste se ha mantenido constante a través del tiempo; sin embargo, en dicho ciclo no participa la totalidad del agua y esto esencialmente es debido a las condiciones atmosféricas imperantes. El volumen que sí participa activamente en el ciclo hidrológico está estimado en $400,000 \text{ km}^3$ al año (29). Por otro lado, considerando el área superficial que existe en la tierra, océanos y ríos, se deduce fácilmente que la mayor parte del agua que participa en el ciclo hidrológico, se precipita sobre la misma superficie que es proporcional a la cantidad de agua y tierra, es decir, $4/5$ partes lo hacen sobre los océanos y mares y tan sólo $1/5$ parte lo hace sobre la tierra. En la Tabla 4 se muestra la distribución final del agua sobre los continentes.

TABLA 2
Porcentajes de Agua Dulce y Océanica
existente en la Tierra.

Tipo	%	$m^3 \times 10^{15}$
Océanica	97.3	1,348
Agua dulce	2.7	37

Fuente: Dugan, 1972. (35).

TABLA 3
Distribución del Agua en el Ciclo Hidrológico

Etapa	%	Volumen en m ³
Hielo glacial	75.00	2.7×10^{16}
Agua subterránea	24.00	8.8×10^{15}
Humedad del suelo	0.06	2.2×10^{14}
Atmósfera	0.035	1.2×10^{14}
Lagos	0.03	1.1×10^{14}
Ríos	0.03	1.1×10^{14}

Fuente: Dugan, 1972. (35).

TABLA 4
Distribución de la Precipitación del Agua
sobre los Continentes

Sitio	%	Volumen anual Km ³
Ríos, lagos, corrientes.	37	37,000
Infiltración en mantos subterráneos.	63	63,000

Fuente: Dugan, 1972 (35).

La relativa abundancia de agua en el planeta queda en duda si comparamos el total de agua dulce y la cantidad que participa activamente en el ciclo hidrológico, a saber, $37.4 \times 10^6 \text{ Km}^3$ y $4 \times 10^5 \text{ Km}^3$ respectivamente. Esta última cifra representa aproximadamente el 1% de la cantidad total de agua dulce y sólo 0.028% del volumen total de agua en la tierra, realmente una cantidad ínfima.

LOS RECURSOS NATURALES EN MÉXICO.

México tiene un promedio de precipitación pluvial de 789 milímetros, cantidad que representa un volumen de 1.53 billones de metros cúbicos. En la Fig. 2 se puede observar esquemáticamente los diferentes lugares de la República Mexicana y la distribución y magnitud de la precipitación pluvial que en ella tiene lugar. Se puede ver claramente que hay regiones, sobre todo en el altiplano y norte del país, que tienen una precipitación promedio abajo de los 500 milímetros, mientras que en regiones del sureste del país hay lugares que alcanzan un promedio anual de precipitación de 2 mil milímetros (20).

El territorio nacional posee una llanura costera que fluctúa entre los 80 y los 150 Km sobre la vertiente del Golfo de México, mientras que en el sureste esas barreras orogénicas casi no existen. Esto origina un fenómeno muy curioso en Méxi-

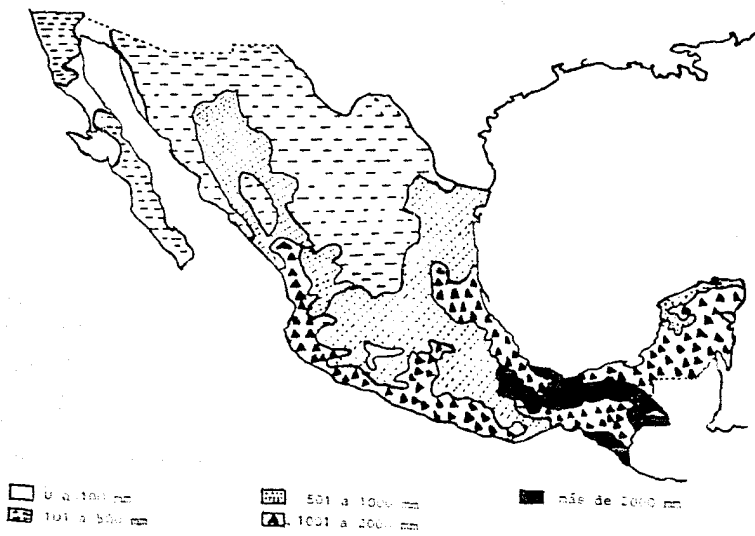


Fig. 2. Promedio Anual de Precipitación Pluvial.

Fuente: Plan Nacional Hidráulico. 1981.

co, el cual no permite que las nubes provenientes del norte entren con facilidad a la República y sólo lo hagan con mayor frecuencia en el verano, cuando aquellas alcanzan las alturas y velocidades suficientes que les permiten sobrepasar las barreras orogénicas. Esto ocasiona que el clima de México sea considerado de tipo monzónico y además, que los recursos hídricos del país presenten la distribución mostrada en la Tabla 5.

Los escurrimientos superficiales, cuyo volumen promedio anual se calcula en $419,165 \times 10^6 \text{ m}^3$, representan sólo el 26.7% del volumen total de precipitación. En la Tabla 6 se puede ver claramente el volumen hídrico acumulado del escurrimiento en diferentes regiones del país.

Estos escurrimientos se distribuyen en 37 regiones hidrológicas. En la vertiente del Pacífico las más importantes corresponden a los ríos Yaquí, Fuerte, Mezquital, Lerma-Santiago y Balsas; en la vertiente del Golfo de México a los ríos Bravo, Pánuco, Papaloapan, Grijalva y Usumacinta y en el Nazas entre las cuencas endorreicas (20).

El agua subterránea, que es la fuente más importante, se ha estimado en $110,450 \times 10^6 \text{ m}^3$, el promedio anual de recarga es de $31,241 \times 10^6 \text{ m}^3$, y el de extracción es de $23,150 \times 10^6 \text{ m}^3$. En la Tabla 7 se puede observar claramente el volumen de extracción y recarga del agua subterránea local (20).

Se cuenta con un total de 278 zonas acuíferas de donde se obtiene el total del agua subterránea, éstas se agrupan de acuerdo a diferentes intervalos de extracción (Tabla 8).

TABLA 5
Distribución de los Recursos Hidráulicos en México

Región	% Territorio Nacional	% Recursos Hídricos
Altiplano y mesa del norte.	51	12
Sureste	7	52

Fuente: López Mercado, 1985. (81).

TABLA 6
Distribución del Ecurrimiento Anual
(Agua Superficial)

Región	Extensión (Km ²)	Ecurrimiento anual estimado (millones m ³)
Baja California	138,617	278
Noroeste	321,764	24,922
Pacífico Centro	116,931	30,277
Balsas	116,907	31,667
Pacífico Sur e Istmo.	81,113	63,785
Bravo	376,833	7,682
Golfo Norte	138,445	40,788
Papaloapan	56,556	60,576
Grijalva-Usama- cinta.	92,382	83,883
Península de Yuc.	139,625	29,119
Cuencas Cerradas.	269,398	3,944
Lerma	89,331	6,445
Valle de México	23,841	1,853
Costa Centro	34,879	24,105
T O T A L		418,165

Fuente: "Panorama del Agua en México", Comisión del Plan Nacional Hidráulico, SARH, 1980.

TABLA 7
Disponibilidad Regional de Agua Subterránea

Región	Extracción (Mill. de m ³ /año)	Recarga (Mill. de m ³ año)	Volumen Sobreexplotado (Mill. de m ³)
Baja California	1,638.1	1,394.0	317.5
Noroeste	4,866.6	2,776.7	1,775.2
Pacífico Centro	646.5	568.8	33.5
Balsas	1,296.0	1,939.4	---
Pacífico Sur e Istmo	234.0	381.0	---
Bravo	3,515.5	3,558.0	475.5
Golfo Norte	236.3	246.0	25.0
Papaloapan	456.9	741.0	---
Grijalva-Usumacinta	386.0	134.0	---
Península de Yucatán	463.0	13,888.0	---
Cuencas Cerradas	2,417.4	1,349.3	1,879.4
Lerma	4,779.3	3,384.0	1,505.3
Valle de México	2,627.6	1,827.0	1,615.0
Costa Centro	54.5	138.0	8.0
T o t a l	23,517.7	31,341.2	6,234.4

Fuente: Dirección General de Grande Irrigación.
"Actualización del Inventario de Aguas Subterráneas".
Proyecto 1A 83 04. 1983 CPNH SARH.

TABLA 8

Rangos del Volumen Medio de Extracción Anual

Rangos (Mill. de m ³)	Zonas Acuiferas Total	%	Volumenes de extracción (Mill. m ³)	(%)
Mayores de 588	12	4.3	9,124.9	38.8
188 - 588	43	15.5	9,030.8	38.4
58 - 188	41	14.7	3,104.5	13.2
18 - 58	88	31.7	1,928.5	8.2
1 - 18	88	31.7	329.2	1.4
Menores de 1	6	2.1	2.3	0.01
T O T A L E S	278	100.0	23,517.7	100.0

Los rangos menores de 1, no se consideran en el total de volúmenes de extracción.

Fuente: Dirección General de Grande Irrigación.
"Actualización del Inventario de Aguas Subterráneas".
Proyecto I.A.83-04, 1983 CPNH SARH.

PROBLEMATICA ACTUAL

EL PROBLEMA DE LA CONTAMINACIÓN EN MÉXICO.

Se ha mencionado con anterioridad que el problema de la contaminación del agua en México es muy complejo, porque en él confluyen diversos factores de tipo geográfico, técnico, legal, económico y hasta de tipo social. En este capítulo se desglosa cada uno de los factores mencionados con el fin de tener una visión precisa de las características y circunstancias en que ellos se dan.

TECNICO Y GEOGRAFICO.

Desafortunadamente la República Mexicana posee ciertas características geográficas que la colocan en franca desventaja en cuanto a la disponibilidad de recursos hidráulicos. El hecho de poseer sobre casi toda la vertiente del Golfo una cadena montañosa que impide la entrada de las nubes provenientes del norte, provoca que las precipitaciones pluviales durante el año no sean muy abundantes. Este fenómeno origina que el territorio nacional no sea beneficiado por las bondades de la lluvia sino hasta la época del verano, estación en la cual existen las

condiciones necesarias para que las nubes penetren al interior y así precipitarse en consecuencia.

El problema mencionado anteriormente es, tal vez, el factor más importante en cuanto a la problemática que nos ocupa, pero existen otros que no podemos dejar de mencionar, pues contribuyen también de manera importante.

La situación geográfica de la ciudad capital de nuestro país es también muy desfavorable para el abastecimiento adecuado del agua, y más aún, si tomamos en cuenta que es precisamente esta ciudad la que consume más agua en todo el territorio nacional. Esta gran concentración humana e industrial se encuentra situada a una altura de cierta consideración: 2,240 m sobre el nivel del mar, altura que las ciencias ingenieriles deben de vencer para poder abastecer del vital líquido a todos los habitantes de la gran metrópoli.

Además, considerando la escasez de recursos hídricos que presentan los alrededores de la ciudad capital, el agua debe traerse desde lugares retirados para poder satisfacer la demanda.

Otro fenómeno relacionado a los factores técnicos y geográficos que contribuye en gran medida en el agravamiento de la problemática, es la sobreexplotación de las diversas cuencas hidrológicas, originada fundamentalmente por la alta demanda del preciado líquido y a las erróneas políticas de explotación de las zonas acuíferas.

En el país existen aproximadamente 278 zonas acuíferas en



Fig. 3. Cuencas Hidrológicas más Contaminadas.

Nota: El 79% de la carga orgánica del país es recibida por estas cuencas.

Fuente: SEDUE, Subsecretaría de Ecología, Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental. 1988.

las que, de una u otra forma, descansa la actividad que sobre los recursos hidráulicos se ejerce en el país; sin embargo, existen algunas zonas en las que la actividad ha sido mucho más intensa, debido en parte a la magnitud de las mismas y a la importancia que ellas tienen. En el Informe General de Ecología 1988 (57), se reporta que existe contaminación en 216 cuencas, observando en 20 de ellas un deterioro mayor debido a que ahí se vierte el 79% de la carga orgánica total del país - - - - (1'775,680 tons/año). Cinco de estas cuencas concentran el mayor desarrollo urbano-industrial, por lo que han sido consideradas de atención prioritaria: Lerma-Santiago, Pánuco, San Juan, Balsas y Blanco, lo cual se muestra en la Figura 3.

Se tiene que la fuente de contaminación de las cuencas puede ser de origen municipal, industrial y/o agrícola (Tabla 9). En un estudio de la evaluación de las cuencas hidrológicas del país, realizado durante 1982 (57), que permitió saber el grado de contaminación de las mismas, se determinó que 134.5 m³/seg de agua residual se vierten a los diferentes cuerpos de agua. En 1985, la SEDUE reportó 160 m³/seg. Para 1988 la misma dependencia reportó 134 m³/seg, de los cuales 110 corresponden a descargas municipales y 74 a descargas industriales.

Las aguas provenientes de zonas agrícolas que llegan a las cuencas hidrológicas, presentan características típicas de las zonas de riego, como lo es la presencia de fertilizantes y plaguicidas. La SARH estimó en 1989 (57) a nivel nacional, una descarga de agua residual proveniente de la agricultura de 7.9

TABLA 9

Características de los Diversos Tipos de Agua Residual

Tipo	Características
Urbanas	Grandes volúmenes. Alta concentración orgánica. Patógenas Poca variación en la composición. Variación horaria.
Industriales	Grandes volúmenes Gran variación en la composición. Continuas o periódicas.
Agrícolas	Volúmenes dependientes de la precipitación y permeabilidad del suelo. Componentes del suelo, fertilizantes y plaguicidas.

Fuente: López Mercado, 1935 (81).

millones de metros cúbicos y prevee para 1990 un volumen de - 13.7 millones de m³. La Tabla 10 muestra la actividad que se - ejerce sobre las diversas cuencas hidrológicas en el país.

Con respecto a la situación técnica que representa reusar el agua residual proveniente de las actividades que se desarrollan principalmente en el país, es muy probable que casi toda - el agua pudiera tratarse de una manera conveniente para separar la de la mayoría de los contaminantes con los que se ve acompañada. Para esto existen métodos para separar del agua casi - cualquier contaminante, sin importar su naturaleza, sin embargo, en muchos casos, y el nuestro es uno de ellos, la depuración del agua representa un problema por las concentraciones tan bajas en las que se encuentra el contaminante. De todas formas, y aun - ante esta situación de desventaja, se han diseñado a nivel de - laboratorio sistemas que permiten la remoción de los contaminan - tes problemáticos, con la salvedad de que estos económicamente no son muy atractivos, lo cual podría representar el principal problema a vencer.

ASPECTO ECONOMICO.

Bajo este rubro se encuentran ubicadas dos situaciones fun - damentales y que están íntimamente relacionadas con el problema de la contaminación del agua en México. Por un lado, están los recursos que el gobierno federal destina para la atención de la

TABLA 10

Actividad sobre las diversas Cuencas Hidrológicas del País.

No. de cuencas.	Actividad sobre ellas
11	59% de la población. 52% Superficie de riego. 77% Valor bruto de la producción. 59% Carga orgánica producida.
43	22% Población. 45% Superficie de riego. 9% Valor bruto de la producción. 41% Carga orgánica producida.

Fuente: Bonilla, 1980 (20).

demanda del suministro de agua para la industria y población en general. Por otro lado se encuentra la situación económica de las industrias. La posibilidad que ellas tienen para destinar el presupuesto necesario para la construcción de las plantas de tratamiento.

El factor económico será visto solamente desde el punto de vista particular, ya que un análisis de la política del gobierno en cuanto a la administración del suministro de agua crearía controversia por las diferentes connotaciones políticas y económicas que el problema conlleva.

La nueva reglamentación en materia de agua en el Distrito Federal va a hacer posible que en un corto plazo todas las empresas que produzcan aguas residuales susceptibles de producir contaminación, traten sus desechos antes de ser vertidos a los cauces destinados para ello, o en su defecto, paguen el costo del tratamiento de sus desechos. Esto representa una acertada medida para obligar a los industriales a contribuir a aliviar el problema. Si bien es cierto que la aplicación de esta medida puede representar para los empresarios un aumento en sus gastos, también lo es que ellos se verán favorecidos fiscalmente, lo que compensa la balanza. Además, esta medida no será aplicada de tajo, pues no se cuenta con la infraestructura necesaria para satisfacer las disposiciones legales.

En México son pocas las plantas de tratamiento construidas hasta el momento, comparadas con la cantidad de agua residual producida en todo el país y que es más de $100 \text{ m}^3/\text{seg}$ (57), mien

tras que las plantas instaladas en la actualidad no rebasan los $10 \text{ m}^3/\text{seg}$, lo que indica el enorme déficit que existe y que origina problemas de contaminación.

Los sistemas de tratamiento que se han desarrollado en la práctica se ven restringidos por alguna de las siguientes razones: eficiencia, volumen y tipo de desecho, infraestructura material y humana disponible, costo y en general las condiciones económicas que prevalecen en la comunidad donde se va a instalar determinada planta.

Por otro lado, en un plazo relativamente corto se espera que el número de plantas tratadoras de aguas residuales se incremente como consecuencia de las medidas tomadas por el gobierno. El hecho de concesionar a particulares el tratamiento de las aguas conlleva necesariamente a una reactivación en el aspecto económico que muy probablemente producirá buenos dividendos y hará esta actividad muy atractiva para algunos inversionistas.

ASPECTO SOCIAL.

Como ocurre con la mayoría de los problemas con que se enfrenta el hombre, el fenómeno de la contaminación del agua en México está influenciado por las condiciones sociales imperantes y no sólo por las existentes en un momento determinado sino muy probablemente, desde la aparición de los primeros hombres.

Sin embargo, pese a que fueron diversos los grupos que se asentaron en el valle, poseían esencialmente una mentalidad común en cuanto a la preservación de los recursos naturales. - - Para ellos era de primerísima importancia la conservación de su entorno natural (nunca realizaron obras de magnitud tal que pudiera modificar su habitat y de lo que pudieran arrepentirse). Es con la llegada de los españoles que se marca un hito en la vida de los pobladores de América, pero especialmente en lo que ahora es el Distrito Federal y zonas circunvecinas. Con dicha llegada se habría de transformar drásticamente la vida de los pobladores del valle y no sólo en el terreno social y cultural, sino que abarcó la política de planeación de las formas de vida y gobierno de la gran Tenochtitlan.

Muy probablemente en el Valle de México existía un sinnúmero de problemas de todo tipo que influían poderosamente en la vida cotidiana de la población. Uno de los problemas más graves a los que se enfrentaban frecuentemente los habitantes del México precolombino, eran las continuas inundaciones que provocaban grandes acumulaciones de agua con sus consiguientes incomodidades. Sin embargo, los antiguos mexicanos supieron sortear favorablemente esta desventajosa situación con la construcción de canales por casi toda la superficie del valle, con lo que - aminoraban los problemas provocados por la gran acumulación de agua y hasta le daban gran utilidad a los canales construídos, usándolos como vías de transporte. No obstante, los españoles poseían una cultura muy diferente a la de los antiguos mexica--

nos y, para ellos, el hecho de la existencia de numerosos canales resultaba muy molesto y problemático. Por esta razón, en el año de 1607, se tomó la decisión de expulsar del Valle de México los excesos de agua para evitar, según ellos, las continuas catástrofes que ocurrían. Así, la principal consigna era la expulsión de las aguas a la cuenca del Pánuco, sirviéndose para tal motivo, de la excavación de un tunel por el bajo lomerío del norte. Un año más tarde se iniciaba la ardua tarea, por el Tunel de Nochistongo, de expulsar el agua acumulada en el Valle hacia el Golfo de México. De esta forma la Venecia Americana, como solía llamarse al valle, se fue desecando poco a poco, hasta constituirse como uno de los problemas fundamentales del origen de la contaminación del agua en México.

Otro aspecto dentro del contexto social ligado indisolublemente al problema de la contaminación del agua en México, lo constituye el rápido crecimiento poblacional ocurrido principalmente en las últimas décadas. La ciudad de México, a través del tiempo, siempre se ha constituido como un atrayente polo para el desarrollo de las distintas actividades humanas, pues es aquí donde se concentra la mayoría de las actividades económicas y en consecuencia, la concentración humana también es enorme. Esto lógicamente origina que la demanda de los servicios más elementales, por parte de la población sea en consecuencia también más elevada. Así pues, los requerimientos de agua se han venido incrementando considerablemente en los últimos años. (16).

Esto ocurrió en el Valle de México, seguramente los antiguos mexicanos no habían previsto los problemas que originarían al asentarse en un valle localizado a una altura considerable sobre el nivel del mar. Tal vez lo hicieron porque el valle -- siempre se presentó como un lugar propicio para el desarrollo de todas las actividades inherentes al hombre. Además, recordemos que la estancia de nuestros antepasados en el valle, está influenciada poderosamente por razones de tipo místico-religiosas.

En el valle se veía muy comúnmente a nuestros antepasados practicar diversas actividades para lograr su subsistencia, así, se les encontraba a menudo acosando a los grandes mamuts en las regiones pantanosas, lugar donde esos animales eran presa fácil. Esto ocurría hace aproximadamente 20 ó 25 mil años, después los moradores del valle y sus costumbres fueron evolucionando de tal forma que llegó el tiempo en que aprendieron a cultivar el maíz, lo que representó en la práctica, una forma segura de proveerse de alimento y en consecuencia, la posibilidad de establecerse para evitar estar cambiando continuamente su lugar de residencia. Es posible que así comenzaran a fundarse las primeras moradas estables en el valle. La historia de la llegada de las primeras tribus procedentes del norte, el mítico Aztlán, es por todos bien conocida. Además, es con este peregrinar que se inicia un proceso que hasta la actualidad no ha podido ser desterrado: la migración hacia el centro de México, la capital de la República.

En México, el agua se ha utilizado para satisfacer la demanda de los cuatro sectores fundamentales de la economía: municipal, industrial, agrícola y para la generación de energía. En la Tabla 11 se observa claramente las necesidades de agua - que registró el país en la década de los 70's y 80's.

Algunos autores (20) reportan que la cantidad de agua que participa activamente dentro del ciclo hidrológico es de - - $395,000 \times 10^6 \text{ m}^3$, y en la tabla 11 se puede observar que las necesidades de agua del país tan sólo para la década de los 80's fueron de más del 50% del agua prácticamente disponible, esto sólo si suponemos que toda el agua que participa en el ciclo hidrológico está realmente disponible. Esto implica necesariamente que, de mantenerse el actual ritmo de crecimiento, en unos cuantos años, tal vez en esta década, el agua de primer uso no será suficiente para satisfacer los cuatro sectores de la economía mencionados.

Un hecho derivado de la enorme demanda del vital líquido, es que se tienen que destinar cada vez más recursos económicos y humanos para solventar el problema. Sin embargo, esta actitud tomada por los funcionarios encargados de la administración del suministro del agua, observa dos facetas. Por un lado, se producen grandes problemas de tipo político si el gobierno no dota de servicio de agua a la población en general, y en consecuencia, se desacredita enormemente. Por otro lado, la actitud del gobierno de dotar a toda la población del recurso hídrico a bajo precio, si bien es loable, ha originado en la población, sobre todo en la ciudad capital, un comportamiento francamente

TABLA 11
Necesidades de Agua en el País

Usos	1970*	%	1980*	%
Municipal	2,375	1.9	4,200	2.0
Industrial	2,625	2.1	5,250	2.5
Agrícola	44,750	35.8	62,160	29.6
G. de energía	75,250	60.2	138,290	65.9
T o t a l	125,000	100.0	210,000	100.0

* Demanda en millones de metros cúbicos.

Fuente: SARH. Plan Nacional Hidráulico 1981.

inconciente en cuanto al uso del agua. Esto ha provocado que en los moradores de esta gran urbe se forme la "cultura del desroche" provocado por el bajísimo costo del líquido en la capital y la escasa vigilancia en cuanto a sus formas de uso y conservación.

ASPECTO LEGAL.

En México, la legislación ya no en materia de agua, sino en contaminación en general, es muy reciente, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Medio Ambiente entró en vigencia el primero de marzo de 1988. En el artículo 117 referente a la prevención y control de la contaminación del agua, en su apartado III, dice: "El aprovechamiento del agua en actividades productivas susceptibles de producir contaminación, con lleva la responsabilidad del tratamiento de las descargas para reintegrarlas en condiciones adecuadas para su utilización en otras actividades y para mantener el equilibrio de los ecosistemas". (Diario Oficial de la Federación, 1988).

Conforme al artículo 119, se menciona que para la prevención y control de la contaminación del agua, corresponde a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología y demás autoridades competentes, emitir las normas técnicas para el vertimiento de aguas residuales en redes colectoras, cuencas, cruces, vasos, - aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, así como para la infiltración en los terrenos. De acuerdo a las normas técnicas emitidas en mayo de 1990, los valores máximos del agua son:

	Promedio Diario	Promedio Instantáneo
Temperatura	50°C	60°C
pH (unidades de pH)	6-9	6-9

	Promedio Diario	Promedio Instantáneo
Sólidos sedim. (ml/l)	1	2
Sól. suspendidos (mg/l)	250	300
Sólidos disueltos (mg/l)	3000	4000
Grasas y aceites (mg/l)	70	90
Fósforo total (mg/l)	40	50
Nitrógeno total (mg/l)	1000	120
Aluminio (mg/l)	10	15
Arsénico (mg/l)	5.0	6.0
Cadmio (mg/l)	1.0	1.2
Cianuros (mg/l)	5	6
Cobre (mg/l)	5	6
Cromo hexavalente (mg/l)	5	6
Fluor (mg/l)	30	40
Mercurio (mg/l)	0.01	0.02
Níquel (mg/l)	5	6
Plata	1	1.2
Plomo (mg/l)	5	6
Zinc (mg/l)	10	12
Fenoles (mg/l)	10	12

En enero de 1990, aparece en el Diario Oficial de la Federación, el Reglamento de Agua y Drenaje para el Distrito Federal. En él se establece la reglamentación respecto al uso, disposición y conservación del agua en el Distrito Federal. El primer gran punto se refiere a la reglamentación del uso del agua por

parte de los habitantes de la capital. Bajo estas disposiciones los habitantes de la capital de la república, están obligados a usar de manera racional el preciado líquido, ya que se ha podido comprobar que el desperdicio de agua en el Distrito Federal llega a aproximadamente 30% del suministro total, lo que en números redondos representa un gran derroche de los recursos, tanto económicos como naturales.

Las disposiciones emitidas para la conducción, tratamiento y reuso del agua residual son de gran importancia, pues como se ha mencionado, en un periodo de tiempo no muy lejano, será necesario echar mano del agua residual tratada para cubrir necesidades que no requieren del agua de primer uso.

El concesionamiento a particulares de la tarea del tratamiento del agua residual, representa para el gobierno, una disminución en las erogaciones económicas y un avance en la construcción de más plantas de tratamiento, con lo que se aumenta la cantidad de agua residual tratada.

La reglamentación de las descargas de aguas residuales por parte de la industria, es también una de las cuestiones más trascendentales aparecidas en el nuevo reglamento. De esta forma, se obliga a los industriales a ajustarse a las condiciones establecidas para el vertimiento de sus desechos o, en su defecto, a tratarlos antes de emitirlos.

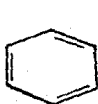
El Reglamento de la Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en materia de prevención y control de la contaminación del agua y de los ecosistemas acuáticos, establece:

- La reglamentación de las descargas de aguas residuales y la instauración de plantas de tratamiento para los casos requeridos, o en su defecto, pagar el monto del costo de tratamiento del agua.
- Corresponde a la SEDUE establecer las condiciones particulares de descarga de aguas residuales de los sistemas de drenaje del D.F., a los cuerpos receptores.
- El D.D.F. desarrollará la política de reuso del agua en el Distrito Federal, en coordinación con la SARH, SSA y SEDUE.

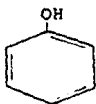
EL FENOL Y SUS DERIVADOS.

DEFINICIÓN.

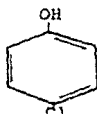
Los compuestos fenólicos y derivados son entidades químicas constituidas fundamentalmente por un anillo bencénico sustituido, en uno de sus carbonos, por un radical hidroxilo. Puede a su vez, estar constituido por halógenos o por grupos alquílicos, aldehído, arfílico, nitro, nitroso, en sus diferentes posibles lugares disponibles para ello, a estos lugares se les conoce comúnmente con el nombre de posiciones orto, meta y para de acuerdo a la cercanía del grupo sustituyente con respecto al grupo hidroxilo. La posibilidad de que se inserte cualquier grupo sustituyente en las diferentes posiciones del anillo bencénico, está determinada principalmente por las condiciones de reacción y las características del grupo sustituyente.



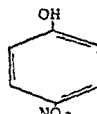
Benceno



Fenol



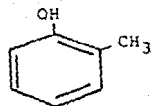
p-clorofenol



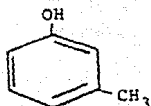
p-nitrofenol

La nomenclatura comúnmente utilizada para describir a los fenoles, usa precisamente al fenol como unidad más simple y los compuestos relacionados como derivados de éste. No obstante, es común encontrar en la literatura algunos fenoles llamados por su nombre común. Así, los metil fenoles reciben el nombre

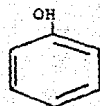
genérico de cresoles (8E).



o-cresol



m-cresol



p-cresol

El fenol fue aislado por primera vez de la brea de la hulla en 1934 por Runge, quien lo llamó ácido carbólico. En 1940, - Laurente lo denominó hidrato de fenilo o ácido fenílico. Final_lmente, Gerhardt fue quien lo bautizó definitivamente con el nom_lbre de fenol, que es con el que se le conoce actualmente a este compuesto y sus derivados.

PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS.

Los fenoles más sencillos son líquidos o sólidos de bajos puntos de fusión. Los puntos de ebullición son elevados debido a que tienden a formar fácilmente puentes de hidrógeno.

Son solubles en solventes orgánicos como el éter etílico, alcohol etílico y metílico, tetracloruro de carbono, ácido acético, glicerol, dióxido de azufre líquido y benceno.

Son incoloros salvo que presenten algún grupo capaz de pro_lducir coloración. Al igual que las aminas aromáticas se oxidan con facilidad, por lo que a menudo se les encuentra coloradas

El fenol puro se cristaliza en agujas prismáticas romboi-
des, incoloras y brillantes de olor característico y sabor pi-
cante. En la Tabla 12 se muestran algunas características de -
las principales especies de la familia de los fenoles.

Estos compuestos poseen un cierto número de reacciones quí-
micas que los caracterizan, pudiéndose distinguir la influencia
del grupo hidroxilo y la del anillo aromático. El grupo fenilo
imparte una ligera acidez al grupo hidroxilo, siendo el pKa en
solución acuosa de 1×10^{-10} a 25°C, por lo que son considera-
dos a menudo menos ácidos que los correspondientes ácidos car-
boxílicos, pero más que los alcoholes.

Los hidróxidos acuosos convierten a los fenoles en sus sa-
les y los ácidos minerales los reconvierten nuevamente a feno-
les libres (24).

Las sales fenólicas tienen propiedades opuestas a los com-
puestos de los que provienen, es decir, son solubles en agua e
insolubles en solventes orgánicos. Se descomponen rápidamente
en presencia de dióxido de carbono (24).

El grupo hidroxilo imparte alta reactividad al grupo feni-
lo, como los alcoholes, de ésteres con los ácidos y éteres, pe-
ro uno y otros son menos estables que los compuestos correspon-
dientes a los alcoholes.

Lo mismo que el benceno, es capaz de formar un número im-
portante de derivados por substitución con la acción de los ha-
lógenos, del ácido nítrico y del ácido sulfúrico.

Los ésteres de fenol se preparan calentando el fenol con -

TABLA 12
Características de Algunos Compuestos Fenólicos

Nombre	Punto de fusión °C	Punto de ebullición °C	Solubilidad g/100 g H ₂ O a 25°C	K _a x 10 ⁻¹⁰
Fenol	41	182	9.3	1.10
o Cresol	31	191	2.5	0.63
m Cresol	11	201	2.6	0.98
p Cresol	35	202	2.3	0.67
o Fluorofenol	16	152		15.00
m Fluorofenol	14	178		5.20
p Fluorofenol	48	185		1.10
o Clorofenol	9	173	2.8	77.00
m Clorofenol	33	214	2.6	16.00
p Clorofenol	43	220	2.7	6.30
o Bromofenol	5	194		41.00
m Bromofenol	33	236	1.4	14.00
p Bromofenol	64	236		5.60
o Yodofenol	43			34.00
m Yodofenol	40			13.00
p Yodofenol	94			6.30
o Aminofenol	174		1.7	2.00
m Aminofenol	123		2.6	69.00
p Aminofenol	186		1.0	
o Nitrofenol	45	217	0.2	600.00
m Nitrofenol	96		1.4	50.00
p Nitrofenol	114		1.7	690.00
2,4 Dinitrofenol	113		0.6	10 ⁶
2,4,6 Trinitrofenol	122		1.4	
Catecol	104	246	45.0	1.00
Resorcinol	110	281	123.0	3.00
Hidroquinona	173	266	8.0	2.00

el anhídrido o el cloruro del ácido cuyo ester se busca, o calentando por el mismo ácido en presencia de oxiclорuro de fósforo.

El ácido sulfúrico disuelve al fenol y lo reconvierte en ácido orto y p-fenil sulfónico, que se puede separar por recristalización fraccionada. El ácido en su forma orto se emplea en cirugía como anestésico.

Con el ácido nítrico concentrado o fumante se obtienen dinitrofenoles. Estos compuestos poseen propiedades ácidas bien marcadas.

Una de las reacciones más importantes es la que da con la acetona para formar 2,2,bis-4-hidroxifenilpropano bifenol, un compuesto de mucha utilidad en la industria (84).

UTILIZACIÓN INDUSTRIAL DEL FENOL.

No obstante que los fenoles son compuestos altamente tóxicos, son de gran uso para la industria en general. Esto tal vez sea consecuencia de la amplia versatilidad que presenta la familia de esos compuestos. A continuación se nombran algunos de los usos más comunes de que es objeto el fenol.

El fenol se emplea frecuentemente en la elaboración de resinas fenólicas. El método de obtención de estos compuestos emplea al fenol o derivados en reacciones de condensación con al-

dehídos, tal como lo es el formaldehído o furfurales. Se caracteriza por su estabilidad dimensional y su resistencia (84). - Las resinas fenólicas pueden destinarse para la fabricación de productos de la fundición, impregnación, moldeo, elementos de fricción y otros (tratamiento para maderas, pinturas, barnices, etc.). La forma como se distribuye el mercado de las resinas fenólicas en México se presenta en la Tabla 13 y la producción se observa en la Figura 4.

Los fenoles son empleados también para la síntesis de bifenol A y caprolactano (84). El bifenol A es el principal elemento para la elaboración de resinas epóxicas y policarbamatos, -- mostrándose en la Figura 5 la producción de resinas epóxicas en México, así como su consumo aparente en el país. El caprolactano es utilizado dentro de la fabricación del nylon, la síntesis de la lisina, poliuretanos, plásticos, pinturas para autos, etc., y su producción se muestra en la Figura 6.

Los productos halogenados del fenol son empleados en la formulación de agentes desinfectantes (clorofenoles), pesticidas, fungicidas, herbicidas, aditivos para cosméticos, antisépticos, analgésicos, conservadores, etc., para todos los usos mencionados anteriormente es empleado particularmente el pentaclorofenol.

En la Tabla 14 se muestran los diversos productos obtenidos de compuestos fenólicos y en la Tabla 15 se muestra la distribución de los compuestos fenólicos de acuerdo a los diversos usos para los que se emplean en los Estados Unidos. Finalmente,

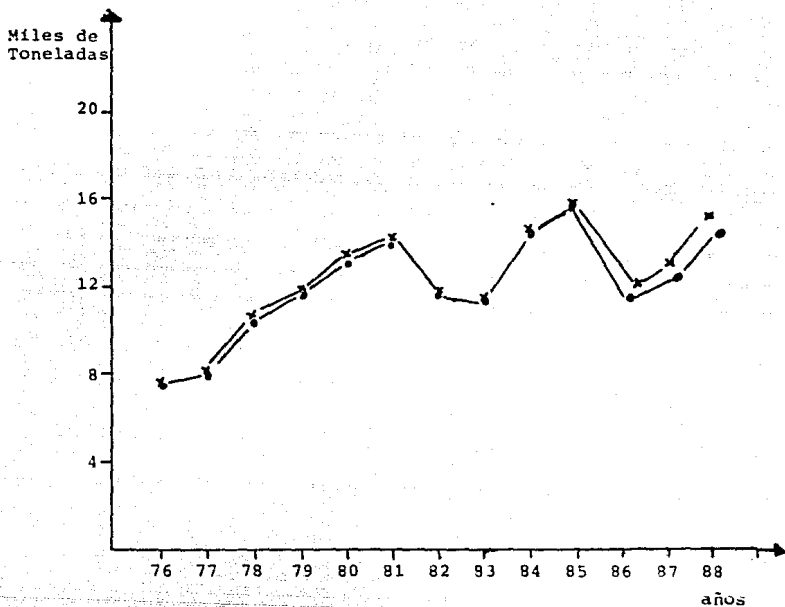


Fig. 4. Producción y Consumo Aparente de las Resinas Fenólicas-Formaldehído en México.

Producción —●— Consumo Aparente —x—

Fuente: Anuario Estadístico de la Industria Química. 1989. (7).

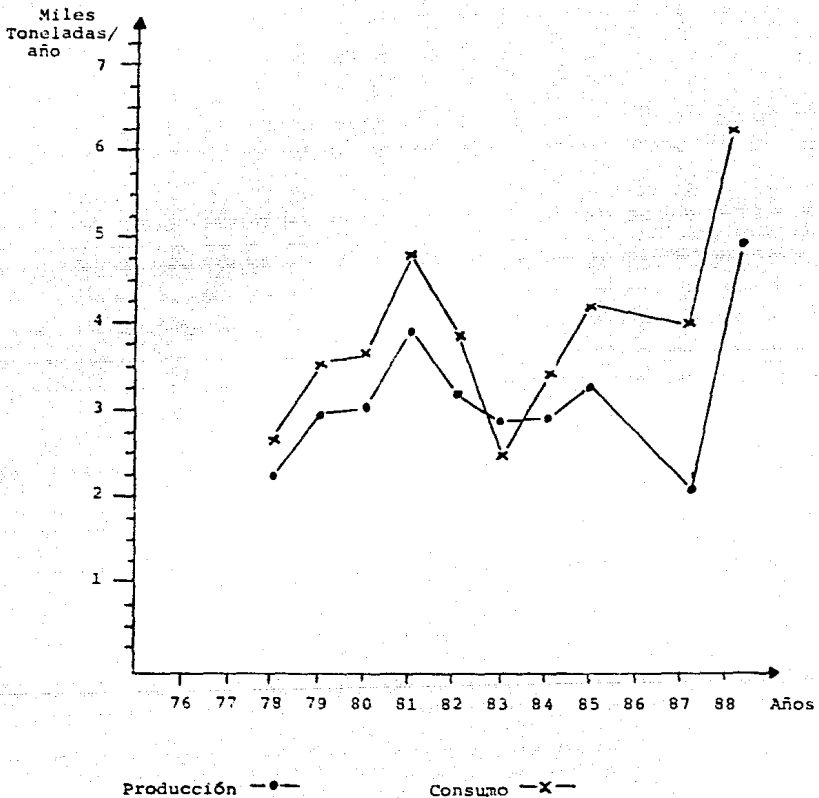


Fig. 5. Producción y consumo aparente de las resinas epóxicas en México.

Fuente: Anuario de la Industria Química en México (1989). (7).

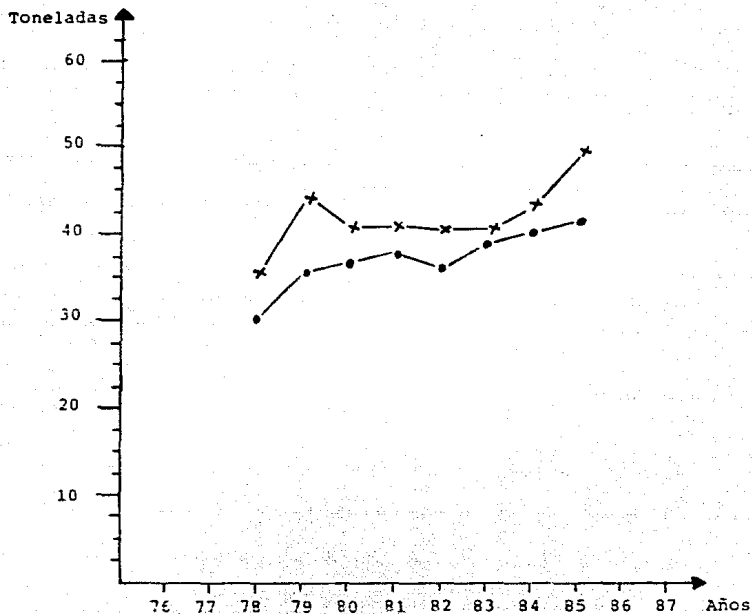


Figura 6. Producción y Consumo Aparente de Lactano en México.

Producción —●— Consumo —x—
Aparente

Fuente: Anuario de la Industria Química Mexicana. 1989. (7).

TABLA 13

Distribución en el Mercado Mexicano de las Resinas Fenólicas.

Producto	% Utilizado
Productos para la fundición.	24.4
Productos para la impregnación.	20.8
Productos para el moldeo.	25.8
Elementos de fricción.	15.5
Hule y adhesivos.	8.8
Otros	4.0

Fuente: Anuario de la Industria Química Mexicana, 1989. (7).

TABLA 14

Principales Productos obtenidos por medio de los
Compuestos Fenólicos.

- Resinas fenólicas-Aldehído.
 - Resinas epóxicas.
 - Detergentes sintéticos.
 - Aditivos para autos.
 - Poliuretanos.
 - Ciclohexanol.
 - Desinfectantes.
 - Pinturas para autos.
 - Policarbamatos.
 - Nylon.
 - Plásticos.
 - Antioxidantes.
 - Plaguicidas.
 - Aspirinas.
 - Acido adípico.
 - Drogas.
 - Cosméticos.
 - etc.
-

Fuente: Encyclopedia of Chemical Technology (1982). (7).

TABLA 15

Distribución de los Compuestos Fenólicos de acuerdo a los Diversos Usos para los que se emplean en los Estados Unidos.

Uso	Porcentaje
Resinas fenólicas	43.7
Bifenol A	16.5
Caprolactano	13.9
Alquilfenoles	4.5
Xilenoles y cresoles	4.2
Otros compuestos.	17.2

Fuente: Encyclopedia of Chemical Technology. (39).

TABLA 14

Principales Productos obtenidos por medio de los
Compuestos Fenólicos.

- Resinas fenólicas-Aldehído.
 - Resinas epóxicas.
 - Detergentes sintéticos.
 - Aditivos para autos.
 - Poliuretanos.
 - Ciclohexanol.
 - Desinfectantes.
 - Pinturas para autos.
 - Policarbamatos.
 - Nylon.
 - Plásticos.
 - Antioxidantes.
 - Plaguicidas.
 - Aspirinas.
 - Acido adípico.
 - Drogas.
 - Cosméticos.
 - etc.
-

Fuente: Encyclopedia of Chemical Technology (1982). (7).

en la Figura 7 se muestra la producción y el consumo aparente del fenol en México.

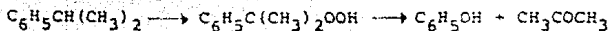
En la Industria Petroquímica el fenol es empleado como disolvente para la extracción de compuestos aromáticos policíclicos de los aceites lubricantes. Se emplean también muestras de fenoles y cresoles para la extracción de compuestos aromáticos policíclicos y asfaltenos (22).

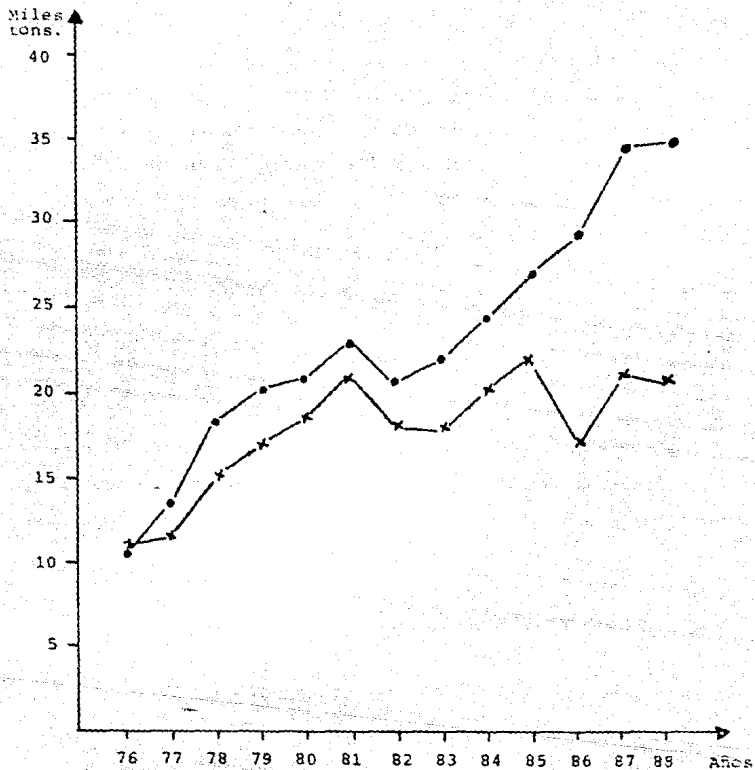
MANUFACTURA.

Son varios los procesos por los cuales se pueden obtener los compuestos fenólicos, entre los que se encuentran los siguientes:

PROCESO DE HIDROXIPEROXIDO DE CUMENO.

En este método el benceno es alquilado a cumeno, compuesto que a su vez es oxidado a hidroxiperóxido de cumeno, el cual a su vez es llevado a fenol y acetona. La reacción global se representa como sigue:





Producción —●—
Consumo Aparente —×—

Fig. 7. Producción y Consumo Aparente del Fenol en México.

Fuente: Anuario Estadístico de la Industria Química, 1989. (7).

Por medio de este método se sintetiza más del 98% del fenol producido en los Estados Unidos (18).

PROCESO DEL TOLUENO-ACIDO BENZOICO.

Antes de 1961, el proceso de producción de fenol involucraba la oxidación del benceno, posteriormente la producción se basó en la oxidación del tolueno. Este proceso requiere de dos pasos, la conversión de tolueno a ácido benzoico y la ulterior oxidescarboxilación a fenol, reacciones que requieren temperaturas de 220°C a 250°C en presencia de un flujo de aire con una mezcla de sales de cobre (18).

PROCESO DEL ALQUITRAN DE HULLA.

Esta extracción consiste esencialmente en una destilación fraccionada de los aceites livianos (que hierven hasta los 180°C) para extraer los aceites llamados fenólicos, estos agitados en un medio básico ceden a la fase acuosa los compuestos con función fenol en forma de derivados sódicos solubles (24).

Ciertos fenoles, así como sus éteres, se aíslan de los aceites esenciales de varias plantas, siendo algunos los siguientes: aceites de clavo de olor (euglenol), aceite de nuez moscada (isoeuglenol), aceite de anís (anetol), aceite de vainillina

(vainillina), aceite de menta y tomillo (timol), aceite de sassafras (safrol), etc. (18).

TOXICIDAD DEL FENOL.

El grupo de los fenoles, lo constituyen un gran número de compuestos que por sus cualidades moleculares representan un peligro de toxicidad, a grado tal que en muchos países desarrollados se les ha considerado de atención prioritaria (24). Esta preocupación tomada por algunos países no es gratuita, ya que independientemente de la importancia que el fenol tiene a nivel industrial, los peligros de toxicidad que acarrea el contacto con fenol son muy dañinos para la salud. Estos compuestos tienen la propiedad de transmitir al medio en que se encuentran un sabor medicinal y un olor muy desagradable a los alimentos y al agua.

En el agua el fenol puede ser detectado en intervalos de 50 a 100 ppb, pero si el agua ha sido clorada, confieren sabor al agua en concentraciones de hasta 5 ppb (91).

La toxicidad del fenol varía con la calidad del agua, pH y dureza, siendo esta última de particular importancia para los organismos (38).

El fenol absorbido por vía digestiva o a través de la piel es tóxico a cualquier concentración por pequeña que sea.

La ingestión de agua o alimentos contaminados con fenol produce dolores, irritación renal y conmoción. En casos graves, al principio se presenta alcalosis respiratoria para seguir rápidamente con acidosis metabólica. Hay náuseas, vómito, diarrea, dolor abdominal, estupor, coma y convulsiones. En casos extremos sobreviene edema pulmonar, parálisis y congestión cardiovascular. Estos casos son remotos, ya que hasta en concentraciones muy bajas los fenoles imparten un sabor tan desagradable que no es posible consumirlos sin percatarse de su presencia.

La concentración interna de fenol está influenciada por las velocidades relativas de absorción y detoxificación, ambas directamente relacionadas con la temperatura.

Los compuestos fenólicos presentan una elevada toxicidad, como puede observarse claramente en las Tablas 16 y 17, que muestran algunos casos de dosis tóxicas o letales para diversos organismos.

La dosis que se considera como letal es de 1,5 g y el límite permisible en México es de 0.001 mg/l, para agua potable e industria alimenticia y para aguas de tipo recreativo y conservación de flora y fauna.

Para agua de uso agrícola e industrial se permite hasta 1 mg/l y en estuarios se tolera 0.1 mg/l, concentración que debe mantenerse debido a la acción tóxica sobre los peces y otros organismos acuáticos (37).

TABLA 16
Toxicidad Relativa de diferentes Compuestos de Tipo
Fenólico

Compuesto	Organismos testigos.				
	<i>Aerobacter aerogenes</i>	<i>Bacillus mucroides</i>	<i>Aspergillus niger</i>	<i>Penicillium expansum</i>	<i>Pseudomonas sp.</i>
2 ter butil 4 cloro 5 metil fenol.	35 ppm	6 ppm	95 ppm	75 ppm	
4,6 diclorofenol	30 ppm	0.7 ppm	2000 ppm	40 ppm	
o bencil p clorofenol	55 ppm	5 ppm	80 ppm	80 ppm	
Sales de sodio de o fenil fenol.	200 ppm	200 ppm	150 ppm	150 ppm	
2,4,5 triclorofenol	20 ppm	15 ppm	15 ppm	7 ppm	
Cloro 2 fenil fenol	60 ppm	30 ppm	55 ppm	80 ppm	
2 cloro 4 fenil fenol	45 ppm	20 ppm	65 ppm	50 ppm	
2 bromo 4 fenil fenol	60 ppm	15 ppm	150 ppm	80 ppm	
2,3,4,6 tetra cloro fenol.	400 ppm	7 ppm	20 ppm	30 ppm	
Penta clorofenol	200 ppm	4 ppm	25 ppm	30 ppm	
Clorofenil fenol	40 ppm	25 ppm	35 ppm	35 ppm	20 ppm

Betz Laboratories Inc. (1976).

TABLA 17
Toxicidad Relativa de Algunos Compuestos de Tipo Fenólico

Compuesto	Organismos de Prueba (mg/l)							
	<i>Escherichia coli</i>	<i>Scenedesmus</i>	<i>Chlonella</i>	Embriones de peces	Peces adultos	<i>Daphnia</i>	Ratones	Conejos
o fenil fenol							0.70	
o bromofenol			78					
m bromofenol			3.6					
p terbutil fenol	100	10				8		
m clorofenol			40				0.57	
p clorofenol		20	40				0.67	
o cresol	60	40		2	15-50	16	1.35	0.8
m cresol	600	40	148	7	10-25	28	2.02	1.1
p cresol	1000	6		4	15-20	18	1.80	1.1
2,5 dicloro 4 nitro fenol.				3	5-15			
2,4 diclorofenol							0.58	
2,4 dinitrofenol	100	40				6		
o dinitrocresol	100	36			1.5-9	8		
difenil eter					3.99			
o nitrofenol	1000	36			40-60	60		
m nitrofenol	300	28			10-20	24		
p nitrofenol	100	42	9-14		30			
Pentaclorofenol			0.001		0.33		27-28	70-100

ORIGEN DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS EN EL MEDIO AMBIENTE.

Frecuentemente podemos encontrar al fenol o sus compuestos relacionados en forma natural en el medio ambiente, ya que son producto de reacciones de degradación de algunos compuestos coloridos. Ejemplo palpable de la aseveración anterior es la presencia de catecol, resorcinol, vainillina, ácido vainillínico, ácido siríngico, ácido protocatechoico y ácido 3,5 dihidroxibenzoico.

Corrientemente también se les puede hallar constituyendo - la orina de algunos animales domésticos en concentraciones - varias. Los compuestos que se han podido detectar de esta forma son los ácidos fenólicos m-hidroxifenil propiónico a concentraciones de 35.8, 27.4 y 40 mg/l, respectivamente.

La excreta de fenol no es exclusiva de algunos animales inferiores, el mismo hombre observa este fenómeno también de manera muy común. Se han hallado concentraciones de compuestos - fenólicos en la orina desde 0.2 a 6.6 mg/kg peso/día y en heces de 0 a 3 mg/Kg peso/día. En el sudor de 2 a 8 mg/100 ml.

Otras especies vivientes como lo son las plantas, también expulsan fenoles como una forma de defensa contra ataques microbianos que pudieran dañarlas (58).

No obstante, la mayor parte de contaminantes de tipo fenólico la encontramos en los mismos procesos industriales. Así, es común encontrarlos en los desechos de las plantas industriales que elaboran resinas fenólicas, bifenol A y caprolactanos.

También los podemos encontrar muy frecuentemente en las plantas siderúrgicas y todas aquellas que tienen que ver con la extracción y transformación del petróleo.

En la Industria del Acero, los fenoles provienen de la combustión del carbón en los altos hornos, del taller de laminación y del baño químico para la limpieza de metales (31).

Los fenoles son encontrados muy frecuentemente en los procesos relacionados en el procesamiento del carbón, en donde los compuestos de nuestro interés son recuperables bajo ciertas condiciones. Los productos relacionados en los procesos de transformación del carbón son muchos y muy variados. Podemos encontrar compuestos gaseosos, amoníaco, aceites livianos, aceites pesados, tolueno, benceno, aceite de antraceno, metano, acetona y muchos más. El cuadro sinóptico representado en la Fig. 6 y Tabla 18 muestra con mayor amplitud los compuestos hallados durante el procesamiento del carbón.

La Industria Petrolera también genera una gran cantidad de fenoles, los cuales van acompañados con muchos otros compuestos en las aguas residuales (31).

La mayor parte de los efluentes en las refinerías y plantas petroquímicas pueden ser clasificados en uno o más de los siguientes grupos:

- a) Con altos o bajos contenidos de sólidos disueltos.
- b) Oleosos.
- c) Con fenoles o sulfuros.
- d) Con otros agentes químicos.

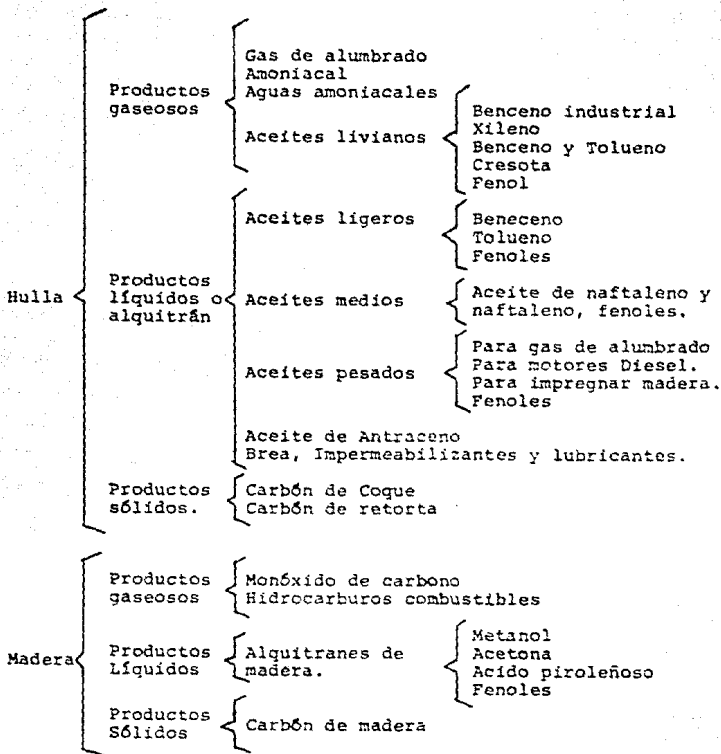


Fig. 8. Productos Obtenidos del Procesamiento del Carbón.

TABLA 18

Composición típica de las Aguas de Desecho en la Transformación del Carbón

Compuesto	mg/l
Fenol	2,000
Resorcinol	1,000
Catecol	1,000
Acido acético	400
o cresol	400
p cresol	250
3,4 xilenol	250
2,3 xilenol	250
Piridina	120
Acido benzoico	100
Etilpiridina	100
4 Metil catecol	100
Aceto fenona	50
2 Indanol	50
Indeno	50
Indol	50
5 Metil resorcinol	50
2 Naftol	50
2,3,5 Trimetil fenol	50
2 Metil quinona	40
3,5 Xilenol	40
3 Etil fenol	30
Anilina	20
Acido Hexanoico	20
1 Naftanol	20
Quinoleina	10
Naftaleno	5

Fuente: Blum et al., 1986. (19).

De acuerdo al proceso del que provengan presentan uno u otro tipo de estos compuestos, y los fenoles provienen principalmente de tres de estos.

Lávado Cáustico del Petróleo. El lavado cáustico usado para purificar las gasolinas, el keroseno y otros destilados del petróleo y eliminar de ellos a los compuestos inorgánicos, genera un residuo que contiene petróleo, fenoles y sulfuros.

Rompimiento catalítico. El rompimiento catalítico del petróleo pesado para formar hidrocarburos de cadena corta, produce fenoles, tiofenoles, H_2S , amoniaco y cianuros.

En los dos procesos mencionados se obtienen concentraciones de 2000 a 3500 ppm de fenoles, aún cuando la concentración de ellos varía de refinería a refinería, dependiendo de los procesos empleados y su eficiencia, así como del contenido natural de fenoles en el crudo y la proporción del compuesto en el crudo (18). La mezcla de estos compuestos en general contiene fenol, cresoles, xilenoles y etilfenoles.

EL REUSO DEL AGUA.

En las grandes ciudades la demanda de primer uso se ha venido incrementando como consecuencia lógica de tres fenómenos sociales que la acompañan: la explosión demográfica, la urbanización y la industrialización. Estos están creando múltiples problemas ecológicos y se debería, en consecuencia, dedicar mayor atención y considerarlos como problemas prioritarios.

Las políticas implementadas por el gobierno en cuanto a la conservación de los recursos hídricos son acertadas, pues anteriormente no existía una reglamentación que precisara cómo debe ser el uso del agua y la regulación de los fenómenos de vertimiento de aguas residuales a los medios destinados para ello. Con la reglamentación del uso, disposición y reuso del agua, el gobierno trata por un lado, de aligerar un poco la gran actividad que sobre las cuencas se realiza en la actualidad, y crear una conciencia en todos los sectores que utilizan este recurso, para que contribuyan a su conservación. Por otro lado, de esta forma el gobierno se quita de encima una actividad que le hace destinar una gran cantidad de recursos y que muy bien podría dedicarse a otros rubros como la educación y la salud. Estas cuestiones son muy importantes de considerar, pues una buena política orientada adecuadamente podría aliviar más rápidamente el complicado problema del abasto de agua que se cierne sobre todos los pobladores de México.

El aprovechamiento óptimo de todos los recursos hídricos, requiere frecuentemente de innovaciones técnicas, razón por la cual, una política orientada a incentivar la investigación y la creación de tecnología para el tratamiento de aguas residuales, ayudaría enormemente.

Todos los sectores que hacen uso del agua producen desechos que al no ser tratados adecuadamente producen alteraciones físicas, químicas y biológicas en el entorno natural, por lo que el conocimiento de las consecuencias potenciales que podría traer la acumulación de desechos tóxicos en el medio ambiente es urgente. Por ejemplo, a partir de estudios demográficos se puede conocer en forma cualitativa y cuantitativa los problemas que pudieran originarse con el aumento de las concentraciones urbanas e industriales y que están directamente relacionadas con las alteraciones que sufre el medio ambiente.

Será necesario evaluar con cifras el significado que tendrán esas grandes concentraciones humanas en las alteraciones que se produzcan en el agua. Para lograr el control de la contaminación del agua, se requiere de una acción conjunta y mancomunada entre todos los sectores involucrados: las instituciones oficiales, las instituciones privadas de investigación y la población misma.

MEDIDA DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

La contaminación del agua produce situaciones inadecuadas para que el hombre pueda usar ese recurso en la satisfacción de sus necesidades domésticas, agrícolas e industriales. Esas alteraciones pueden ocasionar que ciertas especies proliferen y otras tiendan a desaparecer. Por ejemplo, las especies de protozoarios que se alimentan de bacterias pueden aumentar cuando la carga bacteriana es alta. Más aún, la concentración puede ocasionar el desarrollo de ciertas especies que puedan soportar o tolerar el desequilibrio, tomando ventaja de las nuevas condiciones. Al mismo tiempo, aquellas especies que no pueden tolerar el nuevo régimen ecológico tienden a desaparecer (45).

La contaminación puede originarse principalmente por la presencia de sólidos en suspensión, sustancias tóxicas, sólidos disueltos, cargas orgánicas y calor (45, 51).

Los sólidos en suspensión producen la reducción de la penetración de la luz al agua. La luz es importante en el proceso de fotosíntesis que aporta oxígeno y sustituye al que es reducido por la respiración de la población acuática.

Siendo el oxígeno un elemento indispensable para lograr la estabilización de la materia orgánica presente en el agua, lo lógico será establecer condiciones de equilibrio entre aquel y la demanda química y biológica de oxígeno. Esa relación da una pauta sobre la clase y grado de tratamiento que requiere un residuo doméstico o industrial.

Para dimensionar las instalaciones de depuración, fijar - las normas de vertido de contaminantes y establecer una escala que grave a los consumidores, hay que definir la contaminación cualitativa y cuantitativamente. Debido a la complejidad misma del concepto de contaminación hace falta desarrollar un arsenal de métodos, medidas y pruebas. El conjunto de esas pruebas y medidas permite, para un agua dada, caracterizar su composición química y bacteriológica. Después, por comparación con las normas correspondientes a la calidad exigida -que es función del uso previsto- permite identificar y cuantificar los productos - por eliminar.

Una medida global de la contaminación es la de su concentración de materia en suspensión (SST), que da la concentración - de partículas orgánicas o minerales que se pueden retener mediante filtración en el laboratorio. Uno de los componentes principales de la contaminación es la materia orgánica biodegradable. Teniendo en cuenta su complejidad, normalmente se realiza una estimación global e indirecta de esta contaminación. La prueba más empleada es la DBO₅, o demanda bioquímica de oxígeno de una muestra de agua. Esta medida permite evaluar la cantidad de oxígeno (mg/l) que consume un cultivo bacteriano natural en la degradación de contaminantes orgánicos en cinco días. La prueba de la DBO₅, que reconstruye en el laboratorio el fenómeno de la autodepuración, sigue siendo la mejor estimación de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en un agua contaminada (45, 5, 63).

El agua debe tener una DBO_5 prácticamente nula, un agua residual urbana correspondiente a una DBO_5 que varía entre 150 y 350 mg/l. La DBO_5 de un agua residual industrial puede ser, según el tipo de industria, prácticamente nulo (agua de minas) o muy elevado (63).

Si la DBO_5 nos da una buena estimación de la contaminación que se puede eliminar por la vía biológica, otras medidas permiten aproximarse a la totalidad de la materia orgánica presente en el agua, biodegradable o no. Se trata de la DQO , o demanda química de oxígeno, obtenida mediante una oxidación potente (dicromato de potasio) en medio ácido y el COT , o carbón orgánico total, obtenido mediante el CO_2 desprendido durante la calcinación de una micromuestra de agua contaminada. Estas medidas, más generales que la DBO_5 , son más rápidas y fáciles de automatizar (52, 5).

A estas medidas globales se añaden más específicas de los compuestos nitrogenados (nitrógeno total y Kjeldahl), nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos de compuestos fosfatados (fósforo total, ortofosfatos), fenoles, hidrocarburos, minerales, etc. Una vez que se ha definido y cuantificado la contaminación, se puede plantear el eliminarla o, al menos, reducirla en las mejores condiciones técnicas y económicas (51).

Finalmente, en el campo de la identificación y medida de la contaminación, las posibilidades de la biotecnología son numerosas y complejas. A este respecto hay que citar las nuevas técnicas, como los captadores enzimáticos, que gracias a enzimas específicas, fijadas sobre una membrana que recubre una son

da de medida polarimétrica, podrían permitir la identificación muy selectiva de algunos plaguicidas (61).

AUTODEPURACIÓN DEL AGUA.

Las masas de aguas estacionarias o móviles tienen una capacidad limitada para asimilar las cargas contaminantes. El fenómeno de recuperación se denomina autodepuración de las aguas.

La oxidación biológica de la materia orgánica requiere el consumo de oxígeno para la producción de materia orgánica estabilizada. Si en un curso de agua se efectúa una descarga orgánica, ésta para su estabilización consumirá el oxígeno disuelto (45).

FUNDAMENTOS TEORICOS DEL TRATAMIENTO DE AGUA.

BIODEGRADACIÓN.

Es bien conocido como en la naturaleza se va modificando a la materia por la acción de los fenómenos físicos y químicos que ocurren naturalmente o con la ayuda del hombre. También es conocida la influencia que ejercen muchos microorganismos sobre otros o sobre moléculas de interés biológico u otras que no lo son y que se modifican en la naturaleza. Todo esto constituye una serie de eslabones de una larga cadena que a fin de cuentas da lugar a la vida misma.

El hombre ha podido observar y entender muchas de estas secuencias de la vida y las ha ido definiendo muchas veces de acuerdo a su conveniencia.

En la primera parte de este ensayo se han hecho una serie de descripciones generales que es necesario detallar. Se realizarán en primera instancia, una serie de definiciones que resultan básicas y explicando conceptos de toda una teoría existente para caracterizar el problema.

La biodegradación se define como la actividad de un sistema biológico sobre alguna substancia y cuya consecuencia es la modificación total o parcial de su estructura (81).

Bajo esta definición se podría pensar que cualquier siste-

ma biológico puede actuar sobre cualquier substancia por grande o tóxica que ésta resulte. Sin embargo, habría que hacer una serie de precisiones para ahondar en la definición.

Para que un sistema biológico pueda actuar, o mejor dicho, usar determinado compuesto como fuente de carbono y energía, es necesario que se conjuguen una serie de condiciones que son inherentes a la molécula en cuestión, al medio ambiente y al mismo sistema biológico.

Entre los factores que influyen al sistema biológico se tienen (80):

- a) Existencia del microorganismo adecuado.
- b) Permeabilidad del sistema biológico.
- c) Existencia del sistema enzimático adecuado.
- d) Sistemas enzimáticos extracelulares producidos por diferentes poblaciones de sistema biológico.
- e) Tolerancia a los factores ambientales.
- f) Existencia de inductores adecuados.
- g) Necesidad de varios microorganismos.

Entre los factores que conforman al medio ambiente se pueden citar (80):

Medio ambiente físico	{ Oxígeno pH Temperatura
Medio ambiente químico	{ Actividad del agua Nutrientes Factores de crecimiento Inhibidores

En cuanto a los factores relacionados con el sustrato y - que influyen en la biodegradación, tenemos (80):

- a) Similitud estructural en materiales degradables.
- b) Materiales que pueden usarse como fuentes de carbono y energía.
- c) No toxicidad.
- d) Grado de polimerización y peso molecular.
- e) Cadenas ramificadas.
- f) Alto número de sustituyentes.
- g) Anillos condensados.

Así, para que una sustancia cualquiera pueda ser usada como fuente de carbono y energía, es necesaria la presencia de - una serie de condiciones para que se pueda llevar a cabo la biodegradación. Sin la presencia de los factores mencionados anteriormente puede ocurrir que la biodegradación no se dé o se realice en forma deficiente.

Es muy probable que un proceso de biodegradación ocurra si existen todas las condiciones necesarias enunciadas anteriormente. Aunque existen ocasiones en las que aún con la existencia de las condiciones óptimas no se da el proceso de biodegradación, puede ocurrir esto y en tal caso se dice que el sustrato es resistente a la biodegradación.

SISTEMAS BIOLÓGICOS.

MICROORGANISMOS DE IMPORTANCIA EN TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS.

Todos los seres vivos están compuestos de células y todos los organismos vivos, ya sean unicelulares o multicelulares, ejecutan casi siempre las mismas acciones individuales. Una simple célula (o la célula individual de un agregado o indiferenciable), necesita ejecutar todas esas acciones por sí sola; mientras que en organismos superiores ciertas funciones las realizan células especializadas. Las siguientes funciones son indispensables a todos los organismos: (74, 62, 63):

1. Protección del medio ambiente, por ejemplo, el establecimiento de una frontera que separe a los organismos del mundo exterior.
2. Captura de nutrientes.
3. Producción de energía en forma utilizable biológicamente.
4. Conversión metabólica del alimento en material celular.
5. Excreta de los productos de desecho.
6. Preservación y replicación del material genético.

Hace sólo algunos años, la costumbre era clasificar a todos los organismos considerados protistas dentro de un único grupo, en el que se incluía a los protozoos, algas, hongos y

bacterias. De acuerdo con esto, los protistas incluyen tanto a organismos fotosintéticos, algunos semejantes a plantas, otros semejantes a animales y otros que comparten propiedades específicas de ambos reinos tradicionales. Lo que distingue a todos los protistas de los vegetales y animales es una organización biológica relativamente sencilla. Con la ayuda del microscopio electrónico, se observó que existía una diferencia fundamental en la organización de las células. Se ha llegado así a conocer que entre los organismos existen dos clases diferentes de células. La clase más altamente diferenciada, la célula eucariótica, es la unidad estructural en vegetales, animales, protozoos, hongos y la mayor parte de los grupos de algas. La célula procariótica, menos diferenciada, es la unidad estructural en bacterias y algas verdeazuladas. Según esto, los protistas pueden subdividirse en protistas eucarióticos, con un plan celular básico semejante al de los vegetales y los animales, y protistas procarióticos, con un plan celular básico diferente.

ESTRUCTURA Y FUNCION DE LOS ORGANISMOS EUCARIOTICOS.

Las células eucarióticas tienen una estructura compleja interna que a diferencia de las células procarióticas se encuentra bien definida y delimitada, mientras que en estas últimas, tal estructura existe pero no en forma bien definida.

El organelo característico de las células eucarióticas es

el núcleo, el cual tiene el DNA asociado con proteínas para formar los cromosomas. El nucleólo, que contiene el RNA, es visible como un cuerpo denso dentro del núcleo. Dos membranas perforadas por poros separan al núcleo del citoplasma. La membrana nuclear exterior, la cual se continúa con un extenso sistema de membranas internas y el retículo endoplásmico, el cual forma canales a través del citoplasma (62).

Parte del retículo endoplásmico está cubierto por ribosomas, que son pequeños cuerpos que contienen proteínas y RNA. Es el lugar donde se efectúa la síntesis de proteínas (63).

El agente responsable de captar la energía química en una célula aeróbica, es la mitocondria, la cual está rodeada por una doble membrana y dentro de ella se encuentran los componentes del sistema de transporte de electrones y enzimas asociadas con el metabolismo respiratorio. La mitocondria no se encuentra en células que crecen anaeróbicamente. Un organelo similar, el cloroplasto, se encuentra en eucarióticos fotosintéticos (64).

Algunas células eucarióticas contienen cuerpos de Golgi, membranas aplanadas que funcionan en la secreción. Este aparato puede empacar y transportar material sintetizado por la célula, de un área de la célula a otra o a un extremo de ésta. También sirve para excretar lo no utilizable por la célula (74).

En los organismos eucarióticos se encuentran vacuolas de diferentes tipos que pueden contener alimentos, agua o desechos.

Todos estos organelos están contenidos en el citoplasma, un material semilíquido claro que contiene una solución acuosa

o en suspensión de todas las moléculas sintetizadas y utilizadas por la célula: enzimas, vitaminas, aminoácidos, carbohidratos - pequeños, lípidos, nucleótidos, coenzimas, productos metabólicos y sintéticos intermedios (74, 29, 59).

Alrededor del citoplasma se encuentra la membrana citoplasmática, siendo su función principal la regulación del paso de las moléculas hacia adentro o hacia afuera de la célula. Esta membrana forma una frontera efectiva entre el organismo y su medio ambiente (74, 59).

El flagelo es el órgano de la locomoción de los microorganismos eucarióticos.

Sin embargo, algunos protozoarios observan un movimiento merced a la presencia de cilios. Los protozoarios ameboides - pueden moverse gracias a corrientes citoplasmáticas dirigidas y lo hacen sobre una superficie sólida.

MICROORGANISMOS EUCARIOTICOS.

Hongos.

Los hongos en general son el grupo más uniforme de eucariotes. Los hongos son considerados como organismos protistas multicelulares, heterótrofos y por lo tanto, no fotosintéticos; - obligados a utilizar la materia orgánica como fuente de carbón y energía (29, 59).

Los hongos son clasificados usualmente por su forma de re-

producción, que puede ser sexual, asexual, por fisión y por esporas. Su forma predominante de crecimiento es filamentososa, los filamentos individuales se llaman hifa (hyphae), los cuales son largas ramas de estructura tubular que se elonga en la punta. Una hifa puede no tener pared transversal o puede dividirse en intervalos irregulares por paredes transversales que tienen poros a través de los cuales el citoplasma y el núcleo pueden moverse. El citoplasma es continuo a través de la masa de la hifa, la cual se llama micelio (29, 59). La mayoría de los hongos son aerobios y tienen la capacidad de crecer bajo condiciones de humedad y pueden tolerar un medio ambiente de pH ácido. El pH óptimo para la mayoría de las especies es de 5.6, siendo el intervalo de supervivencia de entre 2 y 9. Los hongos tienen también un bajo requerimiento de nitrógeno, aproximadamente la mitad del requerido por las bacterias. La habilidad de los hongos para sobrevivir en pH ácido y limitaciones de nitrógeno, hace que ellos sean importantes para el tratamiento biológico de algunos desechos industriales y en el composteo de sólidos orgánicos (74, 59).

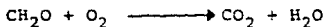
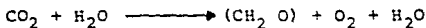
Algas.

Las algas son organismos unicelulares o multicelulares autótrofos, que realizan, como parte de su desarrollo, el proceso de fotosíntesis. Las algas unicelulares se mueven por medio de flagelos y en algunas formas con su caparazón duro externo, por extrusión de una porción de su célula a través de una ranura en

su caparazón, permitiendo el tipo de movimiento amiboideo. -
Otras especies unicelulares son inmóviles. Algunas especies
tienen la capacidad de adherirse o llenar sus vacuolas de burbu-
jas de gases que les permitan un movimiento ascendente (29,59).

La presencia de pigmentos fotosintéticos hace que las al-
gas sean fácilmente identificables bajo el microscopio. Su -
identificación y clasificación se basa en sus propiedades ffsi-
cas.

Las algas tienen la capacidad de producir oxígeno a través
del mecanismo de fotosíntesis. En la noche, cuando no hay luz,
ellas utilizan el oxígeno disuelto para su respiración. La res-
piración también ocurre en presencia de la luz solar y la reac-
ción neta es la producción de oxígeno. Las siguientes ecuacio-
nes representan reacciones bioquímicas simplificadas para la fo-
tosíntesis y la respiración (29, 59):



Se puede observar que en un medio ambiente acuático, este
sistema metabólico producirá una variación horaria en la concen-
tración de oxígeno disuelto.

Para que los sistemas biológicos en las lagunas de estabi-
lización aeróbicas o facultativas operen adecuadamente, es in-
dispensable la producción de oxígeno por parte de las algas, el
cual será consumido por las bacterias heterótrofas en la estabi-
lización de la materia orgánica (29).

Debido a que las algas utilizan dióxido de carbono en la actividad fotosintética, el valor del pH variará durante el día. Durante el periodo luminoso el pH se incrementará para luego descender durante la noche, cuando tanto las algas como las bacterias utilizan oxígeno y producen CO_2 (59).

Protozoarios.

Los organismos protozoarios son entes microscópicos unicelulares móviles. La mayoría de los protozoarios son heterótrofos aerobios, aunque existen algunos anaerobios. La célula individual de los protozoarios es frecuentemente una estructura compleja altamente organizada. Algunos pasan por ciclos de vida complejos, estos ciclos, especialmente entre los protozoarios parásitos, pueden incluir algunos cambios en su forma y estructura. Los ciclos de vida y medio de locomoción forman la base para la clasificación de los grupos protozoos. Los medios de locomoción más comunes incluyen los flagelos, los cilios y los pseudópodos (74, 29, 62).

Los protozoarios son generalmente en orden de magnitud, más grandes que las bacterias y por lo tanto, consumen a éstas como sustrato. Y así ocurre, estos organismos actúan como purificadores de los efluentes de los tratamientos biológicos de aguas residuales al consumir las bacterias y la materia orgánica suspendida (29, 59).

Algunos de estos organismos pueden cambiar de forma de vida de quimioheterótrofos a fotoautótrofos, o sea, que poseen clo

roplastos como las algas y pueden utilizar la luz como fuente de energía realizando fotosíntesis, mientras simultáneamente se comportan como protozoos osmotróficos o fagotróficos, utilizando material orgánico soluble o en suspensión.

Los protozoarios son comúnmente divididos en los siguientes cinco grupos:

1. Sarcodina (amoeba). Se distingue por su protoplasma fluido contenido por una membrana flexible, lo que permite formar su pseudópodo que utiliza para moverse y para capturar su alimento. La Entamoeba histolytica es un ejemplo clásico de este grupo (29).
2. Mastiógóforos (flagelados). Estos organismos tienen una pared celular definida y se mueven por medio de uno o dos flagelos, los que tienen una forma de un látigo largo, y que le dan a la célula un movimiento irregular. Los mastiógóforos se dividen en dos subgrupos: los fitomastiógóforos y los zoomastiógóforos. Los primeros utilizan la materia orgánica en forma soluble mientras que los segundos se alimentan de partículas (29).

Los protozoarios flagelados incluyen un grupo de organismos que son claramente protozoarios, y otros, como la Euglena, que comparten características con las algas y pueden clasificarse de las dos maneras.

3. Esporozoos. Son organismos parásitos caracterizados por la formación de esporas como un estado del ciclo de su vida. -

El Plasmodium vivax, es quizás el ejemplo más representativo de este grupo (29).

4. Ciliados. Son los protozoarios más importantes en los sistemas de tratamiento y autopurificación de corrientes. Se mueven con la ayuda de pequeños cilios que son extensiones de su membrana celular. Los ciliados se dividen en dos grupos, los anclados y los nadadores libres. Los nadadores libres se mueven rápidamente a través del líquido metabolizado y en la materia orgánica sólida tan rápido como pueden. Debido a este rápido movimiento, consumen gran cantidad de energía y es la causa de su gran apetito. El Paramecium es un ejemplo típico de este género (29).

Los ciliados anclados están unidos a flóculos por medio de un tallo. Estos capturan su alimento cuando pasa por el sitio donde se hayan anclado y como su movimiento es limitado, requieren menos energía y por lo tanto, menos alimento (29, 52).

Si la partícula a la cual se encuentran unidos es pequeña, la acción de los cilios es suficiente para impulsar al ciliado anclado a través del líquido. La Vorticella es un ciliado anclado y es muy importante en los sistemas de tratamiento biológico.

5. Suctoría. Estos organismos tienen dos fases en sus ciclos de vida: una como ciliado libre y la segunda en el estado adulto como anclado. Esta última se identifica por la pre-

sencia de tentáculos rígidos por medio de los cuales atrapa su alimento y lo lleva al interior de la célula (29).

ESTRUCTURA Y FUNCION DE LOS ORGANISMOS PROCARIOTICOS.

Los componentes esenciales de una célula procariótica típica son: la pared celular, membrana citoplasmática, la molécula de DNA, ribosomas, el citoplasma y otros componentes que no son indispensables (74).

La pared celular es una membrana semirígida de aproximadamente 100 nm de espesor. Su función es la de prevenir el rompimiento de la célula bajo una presión diferencial osmótica, asimismo, confiere a la célula su forma característica (2, 31, 38).

Otra característica de las células procarióticas es la presencia de una capa de peptidoglican (mucopéptido) que forma la capa rígida de la célula.

La membrana citoplásmica de la célula procariótica es idéntica en estructura a la célula eucariótica, una capa fosfolipídica que representa hasta el 40% en peso de la membrana, el resto está compuesto por proteínas. La variedad de proteínas asociadas con la membrana es mucho mayor en la célula eucariótica, debido a que la membrana de la procariótica ejecuta algunas funciones que llevan a cabo organelos en la eucariótica. La membrana controla la permeabilidad y contiene proteínas específicas para transportar iones y moléculas a través de ella. La

membrana contiene proteínas y además enzimas que catalizan algunas de las reacciones bioquímicas (74).

Aún cuando en las células procarióticas el material genético no se encuentra definido en un lugar determinado, como en las células eucarióticas, éste tiene a su cargo la organización de la actividad celular.

Los ribosomas de la célula procarítica constituyen el sitio donde se realiza la síntesis de proteínas.

La habilidad para moverse o nadar se debe a la contracción del flagelo, el cual es un apéndice en forma de pelo de aproximadamente 20 nm de diámetro. Una célula puede contener uno o varios flagelos. Fotografías realizadas con el microscopio electrónico muestran que el flagelo tiene su origen en el interior de la célula y tiene una estructura definida (29).

Las fimbrias son pequeños apéndices sin relación con la movilidad. Su función no es muy cierta, pero puede ser que permita adherirse a células similares o superficiales de materiales inertes.

Cuando algunos de los nutrientes biológicos se encuentran en exceso, estos pueden ser almacenados como inclusiones en gránulos dentro del citoplasma. De esta manera se puede almacenar almidón, glicógeno, fósforo inorgánico (volutina) y azufre elemental. El carbón puede ser almacenado como ácido beta-hidroxibutírico. Estas reservas son utilizadas durante la respiración endógena (29).

Algunas bacterias están rodeadas por una capa excretada de polímeros orgánicos que son insolubles en agua. Cuando se localizan alrededor de la célula forman una cápsula, y cuando se encuentran difusos, una capa de limo (74).

Cuando el medio llega a ser desfavorable, algunas bacterias forman dentro de ellas una nueva clase de células llamadas endosporas, las cuales difieren en estructura y función de la célula original. Los propósitos de esta endospora son de supervivencia y no de reproducción. Cuando el medio ambiente llega a ser favorable otra vez, la endospora germina para formar una célula de tipo normal. La endospora es extraordinariamente resistente al calor y a la desecación y puede sobrevivir varios años a temperatura ordinaria. Con una sola excepción, todas las bacterias que forman endospora son del tipo bacilar (29).

MICROORGANISMOS PROCARIOTICOS.

Los microorganismos procarióticos se dividen en dos grupos: las cianobacterias o bacterias azul-verde que se consideraban algas hasta hace poco, y el grupo que incluye a todos los organismos que tradicionalmente se han considerado bacterias (29).

La bacteria azul-verde es una célula procariótica sin núcleo, mitocondria, cloroplasto y otros organelos típicos de las células eucarióticas; tiene una capa de peptidoglican en la pared celular y su metabolismo es muy similar al de las algas y

plantas fotosintéticas, producen oxígeno.

La bacteria azul-verde deriva su color de los pigmentos asociados con la fotosíntesis y aunque la mayoría son azul-verde, algunas contienen pigmentos rojos que imparten un color rojizo o naranja a las células. La bacteria azul-verde puede estar como célula individual con filamentos y con, o sin ramificaciones: no tiene flagelos y las especies móviles se mueven por deslizamiento sobre superficies sólidas. Vacuolas de gas son comunes en estos organismos (29).

Bacterias. Los microorganismos clasificados como bacterias son muy similares en tamaño y forma a las bacterias azul-verde. Ellas no son fotosintéticas y se ha llegado a suponer que descienden de las bacterias azul-verde después de haber perdido su capacidad de producir clorofila. De cualquier manera, estas bacterias son organismos unicelulares de mucho más simple morfología que la mayoría de las azul-verdes (74).

Las bacterias pueden existir en tres formas: a) esféricas (cocos), b) en forma de barra (bacilos) y c) en espiral. Los cocos pueden agruparse en plano simple formando cadenas, en dos planos formando tetraedros u hojas largas de células, en tres planos formando cubos y en cualquier plano formando nubes irregulares. Los bacilos pueden agruparse en cadenas, como células individuales y diplos. Las bacterias espirales se encuentran como células individuales o en diplos. Estos arreglos celulares son importantes en la identificación de la bacteria, ya que son características del género y especie (74).

El tamaño representativo para estos organismos es de 0.5 a 1 micra de diámetro para las esféricas; de 0.1 a 1 micra de ancho por 1.5 a 3 micras de longitud para las barras y de 0.5 a 5 micras de ancho por 6 a 15 micras de longitud para las espirales (74).

Las bacterias contienen cerca del 80% de agua y 20% en materia seca, la cual es 90% de material orgánico y cerca del 10% de material inorgánico. Una fórmula aproximada de la fracción orgánica es de $C_5H_7O_2N$. Como se indica en la fórmula, cerca del 53% en peso de la fracción orgánica es carbón. Las fórmulas $C_{25}H_{35}O_{15}N_5P$ hasta $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ han sido propuestas cuando se considera al fósforo (29).

Los compuestos que comprenden la fracción inorgánica incluyen P_2O_5 (50%), SO_3 (15%), Na_2O (11%), CaO (9%), MgO (8%), K_2O (6%) y Fe_2O_3 (1%). Todos estos elementos y compuestos deben ser obtenidos del medio ambiente, una escasez de cualquiera de estas sustancias sería limitante y alteraría el crecimiento (74, 29).

La temperatura y el pH juegan un papel muy importante en la vida y muerte de las bacterias. Así como con otras plantas y animales, se ha observado que la actividad de las bacterias se incrementa al aumentar la temperatura. De acuerdo con el intervalo de temperatura en el cual funcionan adecuadamente, las bacterias se pueden clasificar en criofílicas (-2 a 30°C), mesofílicas (20 a 45°C) y termofílicas (45 a 70°C). (29, 62).

El pH es también un factor limitante del crecimiento de -

las bacterias, el pH óptimo para el desarrollo de estos organismos es entre 6.5 a 7.5.

De acuerdo con su fuente de carbón, las bacterias se clasifican en autótrofas si obtienen el carbón del CO_2 y heterótrofas si el carbón proviene de la materia orgánica. Las bacterias que obtienen su energía a partir de la luz se denominan fotosintéticas y las que obtienen su energía de la oxidación y reducción inorgánica se denominan quimiosintéticas. Las bacterias se pueden clasificar asimismo como aerobias, anaerobias o facultativas, de acuerdo con su dependencia de oxígeno disuelto (29).

OTROS ORGANISMOS.

Rotíferos.

Los rotíferos son animales aerobios heterótrofos multicelulares. Su nombre se deriva del hecho de tener cilios en la cabeza, los cuales al moverse dan la impresión de un movimiento de rotación. Este movimiento de los cilios es utilizado para captura de alimento y para movilidad (62).

Estos organismos son muy eficientes en el consumo de bacterias dispersas y floculadas y partículas pequeñas de materia orgánica. Su presencia en el efluente de sistemas de tratamiento indica una eficiente estabilización de la materia orgánica, ya que sólo pueden habitar con altos niveles de oxígeno (29,62).

Crustáceos.

Los crustáceos son animales multicelulares estrictamente aerobios y heterótrofos. La característica primordial de estos organismos es que poseen un caparazón duro que protege sus órganos vitales. Estos organismos se alimentan primordialmente de algas y se utilizan comúnmente en lagunas de pulimento. Los crustáceos son utilizados como alimento por los peces, cerrando el ciclo biológico hacia el alimento del hombre (29).

Su presencia en efluentes de tratamiento indica un bajo contenido de materia orgánica y alto contenido de oxígeno disuelto.

Gusanos y larvas.

Estos organismos multicelulares son habitantes comunes en lodos y limos biológicos, encontrándose nemátodos en los lodos activados y en los filtros rociadores. Tienen requerimientos aerobios definidos y pueden metabolizar materia orgánica que no es fácilmente degradable por otros microorganismos. Los nemátodos comunes se utilizan en estudios de contaminación de corrientes como indicadores de contaminación. Estos dos organismos son el gusano de tubífex y las larvas de mosca. Ambos son rojos y pueden confundirse fácilmente. El gusano se encuentra normalmente en corrientes muy contaminadas, mientras que las larvas se encuentran después de las zonas de descomposición, cuando las corrientes comienzan a recuperarse (29).

Virus.

Los virus constituyen la estructura biológica más pequeña conteniendo toda la información necesaria para su reproducción. Los virus son tan pequeños que sólo pueden ser observados con la ayuda del microscopio electrónico. Ellos son parásitos y como tales, requieren de un huésped para vivir; una vez que lo tienen, se replican fácilmente para producir nuevos virus (29).

RELACION ENTRE MICROORGANISMOS.

Debido a que ninguna especie de saprófito es capaz de producir la mineralización completa de la materia orgánica, es preciso que este proceso lo realicen grupos heterogéneos de microorganismos, razón por la cual en los sistemas de tratamiento se establecen verdaderas comunidades bióticas, similares a las encontradas en los lagos eutróficos, con toda la organización trófica y relaciones interpoblacionales que ello implica (35).

En cuanto a las interacciones entre los microorganismos, - estas pueden ser benéficas (+), nocivas (-) o neutras (0), conforme se afecte la curva de crecimiento de cada una de las poblaciones entre las que se establezca la relación (35).

De acuerdo con lo anterior, puede formarse todo un mosaico de combinaciones, las cuales se muestran en la Tabla 19. De ellas puede establecerse en el sistema algunas que favorezcan a los organismos de interés especial por su actividad metabólica,

TABLA 19

Interacciones Ecológicas encontradas en los Sistemas de Tratamiento Biológico.

Tipo	Pob. 1	Pob. 2	Característica
Neutralismo	(0)	(0)	Ninguna población afecta a la otra.
Comensalismo	(+)	(0)	Una población se beneficia en tanto la otra no se afecta.
Mutualismo	(+)	(+)	Las 2 poblaciones se benefician, siendo obligatoria la relación.
Protocoperación	(+)	(+)	Las 2 poblaciones se benefician, pero la relación no es obligatoria.
Parasitismo	(+)	(-)	Uno de los organismos vive a expensas del otro.
Predación	(+)	(-)	Un organismo ingiere al otro.
Competencia	(-)	(-)	Los miembros se disputan los nutrientes y el espacio, y en algunos casos un organismo inhibe al otro.
Amansalismo.	(-)	(0)	Uno de los miembros produce cambios negativos en el medio ambiente del otro.

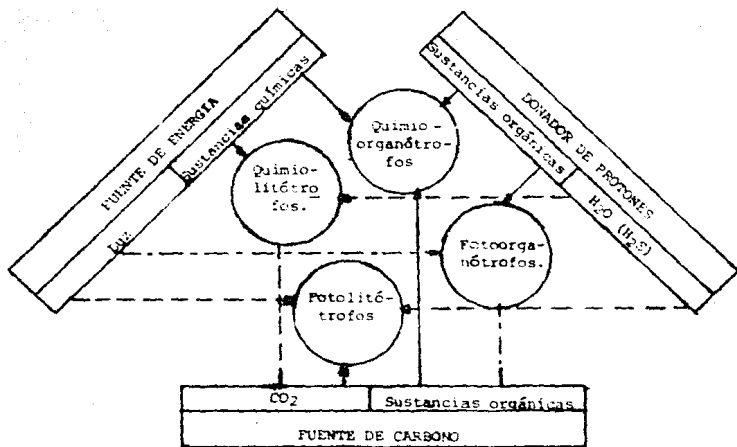


Fig. 9. Clasificación de los microorganismos según su fuente de alimentos. González, S. (47).

pero también puede presentarse alguna que impida se realice la degradación en forma adecuada (29, 35).

Por otro lado, las interacciones funcionan como reguladoras del sistema, manteniendo un balance ecológico entre los pobladores de la comunidad.

No obstante lo anterior, existen diversos grupos de organismos que se ha encontrado son capaces de degradar en forma total a algunos tipos de sustancias tóxicas. En la Tabla 20 se muestran algunos ejemplos de grupos bacterianos y en la Tabla 21 se presentan algunos grupos de hongos.

CRECIMIENTO DE LOS MICROORGANISMOS.

El crecimiento de los microorganismos sigue una tendencia definida que ha sido estudiada más intensamente con bacterias y protozoarios, los cuales se multiplican por fisión binaria. La fisión binaria resulta en que cada célula se divide en dos nuevas células de igual capacidad para metabolización. El resultado es un crecimiento en pares.

Número de microorganismos. Si una población muy pequeña de microorganismos se inocula en un medio de cultivo bacteriológico, la curva de crecimiento basada en el número de microorganismos vivos será como la que se muestra en la Fig. 10. Esta curva de crecimiento es normalmente dividida en siete fases:

TABLA 20

Oxidación de Compuestos Tóxicos por Diferentes
Especies de Hongos.

Hongo	Compuesto
<i>Cunningamella bainieri</i>	Naftaleno
<i>Cunningamella elegans</i>	Naftaleno Fenantreno Antraceno Benzo (a) antraceno 2 metil benzo(a) antraceno
<i>Absidia glauca</i>	Hidrocarburos aromáticos
<i>Candida lipolytica</i>	Hidrocarburos aromáticos
<i>Psilocybe strectipes</i>	Hidrocarburos aromáticos
<i>Aspergillus niger</i>	Hidrocarburos aromáticos

Fuente: Cerniglia, 1984. (23).

TABLA 21

Grupos Bacterianos Capaces de Degradar
Sustancias Tóxicas

Grupo microbiano	Tipo de compuesto.
<i>Pseudomonas putida</i>	Fenol
<i>Pseudomonas putida</i>	Xileno
<i>Pseudomonas sp.</i>	Fluorobenzoato
<i>Pseudomonas sp.</i>	Benzo(a)pireno
<i>Pseudomonas sp.</i>	PCB
<i>Brevibacterium sp.</i>	Dibutilftalato
<i>Pseudomonas sp.</i>	1-2 Dihidroxi 1,2 dihidronaftaleno.
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	1-2 Dihidroxi 1,2 dihidronaftaleno.
<i>Flavobacterium</i>	3,4 Dihidroxi 3,4 dihidroxifenantreno.
<i>Pseudomonas sp.</i>	3,4 Dihidroxi 3,4 dihidroxifenantreno.
<i>Beyerinckia sp.</i>	3,4 Dihidroxi 3,4 dihidroxifenantreno.
Bacterias del suelo.	Pentaclorofenol.
Bacterias del suelo.	Bifenil.
Bacterias marinas.	Triclorobenceno.
Bacterias acuáticas.	Etilen glicol.

Fuente: Colwell R.R. and G.S. Saylor, 1978. (27).
Cerniglia C., 1984. (23).

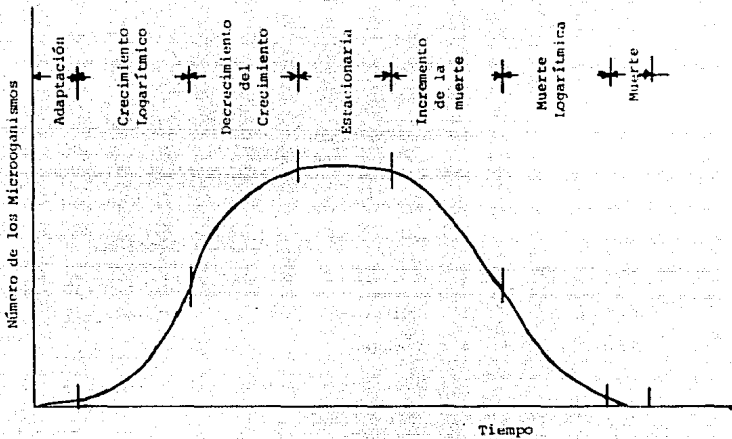


Figura 10. Curva de Crecimiento Basada en Número de Microorganismos.

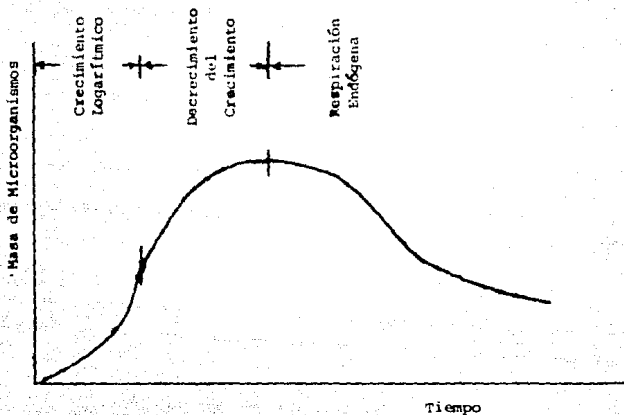


Fig. 11. Curva de crecimiento basada en masa de Microorganismos.

1. La fase inicial se denomina de acondicionamiento. Durante esta fase, los organismos se ajustan al medio y el número aumenta considerablemente.
2. La segunda fase es la logarítmica, en donde el crecimiento está restringido exclusivamente por la habilidad de los microorganismos de procesar el sustrato.
3. La tercera fase se denomina decrecimiento del crecimiento, y corresponde a la fase en la que la concentración de sustrato es la limitante del crecimiento. En esta fase sólo - podrán reproducirse los microorganismos que puedan entrar - en contacto con el sustrato remanente. Los demás microorganismos comenzarán a procesar sus reservas almacenadas dentro de la célula.
4. La siguiente fase es la estacionaria, en donde la muerte de los microorganismos iguala a los nuevos que se forman conservándose el mismo número de microorganismos activos.
5. Al desaparecer totalmente el sustrato, los microorganismos ya no pueden crecer y se inicia el tiempo de incremento de muertes. Esta fase corresponde a la quinta etapa y los microorganismos sólo tienen sus reservas de comida para mantenerse vivos.
6. Al reducir las reservas alimenticias del protoplasma, los - microorganismos entran a la fase de muerte logarítmica en donde la tasa de mortandad es función de la población viva.

7. Finalmente, viene la muerte total, completando el ciclo de crecimiento (29).

La curva de crecimiento basada en masa de microorganismos se presenta en la Figura 11, en esta curva se observan tres fases. El crecimiento logarítmico se inicia tan pronto como los microorganismos entran en contacto con el sustrato. La masa celular se incrementa antes que se tenga la fisión binaria, por lo tanto, la fase de crecimiento logarítmico, basada en masa, cubre la fase de adaptación y la de crecimiento logarítmico de la curva basada en número de microorganismos. A esta fase sigue la de decrecimiento para culminar con la respiración endógena:

1. Fase logarítmica de crecimiento. En esta fase siempre existe comida en exceso alrededor de los microorganismos y la tasa de crecimiento y metabolismo está limitada sólo por la habilidad de los organismos para procesar el sustrato. Al final de la fase de crecimiento logarítmico, los microorganismos se encuentran creciendo a su máxima tasa y, por lo tanto, la remoción del sustrato se encuentra también en su máxima rapidez.
2. Fase de decrecimiento del crecimiento. La limitación del sustrato hace que la tasa de crecimiento disminuya durante esta fase. A medida que los microorganismos reducen la concentración de comida, la tasa de crecimiento disminuye cada vez más. Esta fase de crecimiento biológico es la más comúnmente utilizada en sistemas de tratamiento.

3. Fase de respiración endógena. Cuando el crecimiento cesa, la concentración de la comida se encuentra en su mínimo. - La poca cantidad de materia orgánica todavía en el sistema, se encuentra en equilibrio con los microorganismos. A medida que los microorganismos requieren más comida se ven forzados a metabolizar su propio protoplasma al mismo tiempo que también disminuye lentamente la concentración de comida en solución. La relación de masa de microorganismos y concentración de comida permanece constante durante la fase endógena. A medida que la masa de organismos decrece, la tasa de metabolismo también se reduce.

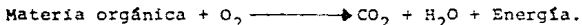
FACTORES RELACIONADOS CON EL SUBSTRATO.

DEGRADACION AEROBIA.

Los procesos de tratamiento aerobio son aquellos en los cuales los microorganismos realizan sus actividades en un medio ambiente que contiene oxígeno disuelto, el cual es utilizado en las reacciones metabólicas. El metabolismo (catabolismo) es el proceso bioquímico que llevan a cabo los organismos vivientes para producir energía, la cual es utilizada posteriormente en síntesis (anabolismo), movimiento, respiración y en general con

todas las actividades propias de la supervivencia (83, 99, 29).

En metabolismo heterótrofo, que es el que tiene lugar en la generalidad de los procesos de tratamiento aerobio, la materia orgánica es el sustrato utilizado como fuente de energía. Sin embargo, la mayor parte de la materia orgánica presente en las aguas residuales se encuentra en forma de grandes moléculas complejas que no pueden penetrar la membrana celular de las bacterias, las cuales para poder metabolizar las sustancias de alto peso molecular, deben de ser capaces de hidrolizar los complejos orgánicos a fracciones simples que puedan asimilarse dentro de la célula. Por lo tanto, la primera reacción bioquímica es la hidrólisis de carbohidratos complejos a unidades solubles de azúcares, de proteínas a aminoácidos y de grasas insolubles a ácidos grasos. Bajo condiciones aerobias, los compuestos orgánicos solubles son transformados (oxidados) a bióxido de carbono y agua, de acuerdo con la siguiente reacción (83, 99, 29):



De esta forma, los compuestos orgánicos complejos son procesados para obtener productos finales estables que puedan ser retornados al medio ambiente sin peligro.

Puede ocurrir también una oxidación parcial, que es la transformación de las grandes moléculas, en intermediarios de las rutas metabólicas (ácido pirúvico, acetil Co A, ácido alfa-glutárico, ácido oxalacético, etc.) (35).

En el caso particular de las sustancias sintéticas, su degradación depende además de los siguientes factores:

- Que sean materiales que puedan ser empleados como fuente de carbono y energía.
- Que se asemejen a sustancias degradables.
- Que no sean tóxicos.
- Que sean solubles.

La dificultad para removerlos aumenta conforme aumenta el grado de polimerización y peso molecular, el número de ramificaciones en su cadena, la posición de los sustituyentes y la presencia de anillos condensados (35).

METABOLISMO ANEROBIO.

La cinética del tratamiento anaerobio puede ser descrita en tres pasos: a) hidrólisis de compuestos de alto peso molecular, b) formación de ácidos volátiles y c) producción de metano.

En el primer paso se lleva a cabo una hidrólisis enzimática de las sustancias orgánicas complejas, dando por resultado compuestos orgánicos solubles más simples. El segundo paso consiste en la conversión bacteriana de estos compuestos orgánicos a sustancias de bajo peso molecular, principalmente ácidos grasos volátiles. En el tercer y último paso, los productos anteriores son fermentados por bacterias estrictamente anaerobias a metano y dióxido de carbono principalmente, los cuales constituyen los productos finales del proceso (29).

La conversión anaerobia de materia orgánica a metano y dióxido de carbono se realiza por dos grupos de microorganismos: las bacterias formadoras de ácidos y las bacterias metanogénicas. Las primeras son microorganismos facultativos y anaerobios encargados de hidrolizar y fermentar los compuestos orgánicos complejos, tales como grasas, proteínas y polisacáridos, en compuestos orgánicos simples y solubles, principalmente ácidos volátiles como acético y propiónico. En esta primera etapa de fermentación ácida, la materia orgánica es convertida simplemente en ácidos volátiles, alcoholes y nuevas células, de manera que la estabilización aún no se ha efectuado; aún así debe tomarse en cuenta que la actividad de estas bacterias en la transformación de los compuestos y sus procesos de síntesis requiere de energía que se obtiene de la estabilización parcial del sustrato (29, 35).

El segundo grupo de bacterias, llamadas metanogénicas, metabolizan, bajo condiciones estrictamente anaerobias, los productos finales de la primera etapa en gases, principalmente metano y dióxido de carbono. Es en esta segunda etapa donde se logra la verdadera estabilización.

LAS ENZIMAS Y EL SUSTRATO.

El proceso por el cual los microorganismos crecen y obtienen energía es complejo e intrincado, ya que existen diversas trayectorias y ciclos a través de los cuales deberán metaboli-

zar los diferentes tipos de sustratos. Por esta razón, los microorganismos deben de llevar a cabo muchas reacciones químicas diferentes, las cuales son promovidas por catalizadores orgánicos denominados enzimas. El propósito de las enzimas es el de acelerar la hidrólisis de compuestos orgánicos complejos y la oxidación de compuestos simples (74, 83, 29).

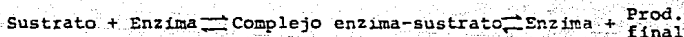
Las enzimas son proteínas o combinaciones de proteínas con moléculas orgánicas de peso molecular bajo o con moléculas inorgánicas. En estas moléculas biológicas se pueden distinguir tres componentes: a) apoenzima, b) coenzima y c) activador metálico. La apoenzima determina dónde ocurrirá la reacción química que debe de llevar a cabo y es una proteína de estructura química definida. De hecho, cada enzima posee una apoenzima diferente. La apoenzima es la responsable de la estricta especificidad de las reacciones enzimáticas. La especificidad de la apoenzima está determinada por el arreglo de los aminoácidos que forman la proteína y la estructura química del compuesto que reacciona (29).

La coenzima es una parte separada de la enzima que determina qué reacción química se desarrollará. Esta es la porción activa de la enzima y al igual que la apoenzima, posee una estructura química definida. A diferencia de las apoenzimas, la estructura química de muchas coenzimas es bien conocida. La coenzima Difosfato-piridín-dinucleótido (DNP) es responsable por la transferencia de hidrógeno; la Adenosín-trifosfato-nucleótido (ATP) es importante en las reacciones de transferencia de ener-

gía y la coenzima A (CoA) es la llave de la fraccionación molecular. La coenzima no es altamente específica en sus reacciones y la misma coenzima puede conjuntarse con diferentes apoenzimas para producir la misma reacción química a diferentes compuestos. Los activadores metálicos son cationes metálicos como el potasio, calcio, magnesio, etc., que dirigen el acoplamiento de la enzima con el sustrato (74. 83, 22).

Hay dos tipos de enzimas, las extracelulares y las intracelulares. Cuando el sustrato o nutriente requerido por la célula es incapaz de penetrar la pared celular, la enzima extracelular convierte el nutriente a una forma que permite su transporte hacia adentro de la célula. Por esta razón, estas enzimas deben localizarse en la superficie de la célula. Las enzimas intracelulares se localizan dentro de la célula e incluyen a las enzimas oxidativas. Debido a que las reacciones de oxidación proveen de energía a la célula, es importante conceptualizar que dichas reacciones se deben realizar en el interior de la misma (74).

La reacción enzimática simple puede ser representada como sigue:



Nótese que la enzima es regenerada mientras que el sustrato es transformado a producto final. Esta es una cualidad esencial de las enzimas, ya que si no fuera posible la regeneración, los microorganismos canalizarían todo su esfuerzo a la producción de enzimas.

Las enzimas microbianas catalizan tres tipos de reacciones: hidrolíticas, oxidativas y sintéticas. Las enzimas hidrolíticas son utilizadas por la célula para hidrolizar compuestos orgánicos complejos e insolubles. Las reacciones oxidativas son las productoras directas de la energía necesaria para el mantenimiento y crecimiento de los organismos. Estas reacciones son canalizadas por enzimas intracelulares e involucran reacciones de oxidación y reducción (74, 83).

De la energía liberada por las reacciones de oxidación, una parte es consumida al momento de efectuarse la reducción, obteniéndose así cierta energía neta, la cual es utilizada por la célula en la reacción sintética. Esta reacción es catalizada por un vasto número de enzimas intracelulares, ya que el protoplasma está constituido por una gran diversidad de compuestos. El de esta reacción es sintetizar nuevo material celular, el que a su vez formará nuevas células y regenerará el protoplasma consumido por la célula mediante la respiración endógena al efectuar sus funciones vitales (31).

La importancia de las enzimas en el metabolismo celular es, como se hace notar arriba, de un grado máximo, cualquier reacción enzimática que no funcione correctamente acarreará el desequilibrio de la célula y por lo tanto, del sistema biológico.

La reacción oxidativa, como se ha visto, es una reacción enzimática de degradación que produce energía exotérmica; al conjunto de estas reacciones se conoce como catabolismo (74).

La reacción sintética es a su vez una reacción enzimática

de reducción que consume energía o endotérmica y cuyo conjunto de pasos es conocido como anabolismo (74).

Estos dos conjuntos de reacciones (catabolismo y anabolismo), forman lo que se ha definido como metabolismo, es decir, una serie de reacciones bioquímicas realizadas por los organismos vivientes con el fin de obtener la energía necesaria para la síntesis, la movilidad y la respiración, funciones indispensables para su supervivencia y reproducción (29).

La energía obtenida en el catabolismo del sustrato es almacenada por la célula en las ligaduras de los fosfatos presentes en el adenosintrifosfato (ATP). Esta energía liberada, al realizarse el cambio exotérmico del ATP a adenosindifosfato (ADP) de menor nivel energético, se utiliza en el anabolismo para la síntesis de los compuestos químicos complejos que forman el protoplasma celular. Esta molécula de ADP puede entonces capturar energía del catabolismo y volver a su forma energetizada, el ATP. Como se puede observar, el sistema ATP-ADP es la unión energética entre el catabolismo y el anabolismo. La fig. 12 muestra en forma esquemática, las relaciones energéticas mencionadas para microorganismos heterótrofos.

EL SUBSTRATO Y LA PRODUCCION DE ENERGIA.

Conjuntamente con las enzimas, los microorganismos requieren energía para llevar a cabo las reacciones bioquímicas den-

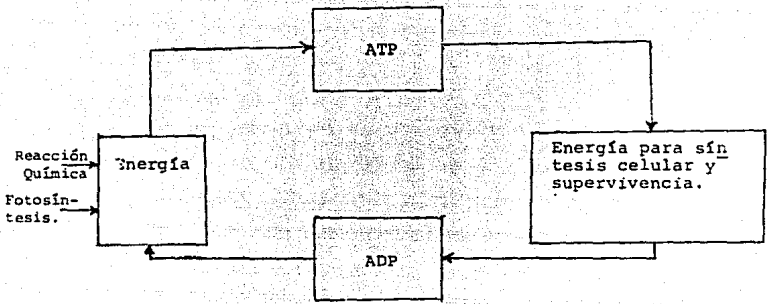


Fig. 12. Representación Esquemática del Sistema de Transferencia de Energía Celular de ADP-ATP.

tro de las células. El crecimiento y supervivencia de los microorganismos depende de su habilidad para obtener energía del sistema. La energía es necesaria para la producción de nuevo protoplasma, para movilidad y para mantenerse vivos. Los microorganismos obtienen energía del metabolismo de compuestos orgánicos e inorgánicos.

El esquema biológico comúnmente aceptado en el intercambio de energía requiere un sistema de enzimas fosfatadas. Las coenzimas adenosindifosfato (ADP) y el adenosintrifosfato (ATP) son compuestos de alta energía debido a que ellos poseen enlaces de fosfato que en condiciones normales son muy energéticos. A medida que la reacción química produce energía, fosfato inorgánico es adicionado al ADP para formar ATP. De esta forma la energía es almacenada en el ATP en lugar de perderse como calor. Cuando los microorganismos requieren de energía, el ATP se reduce de vuelta a ADP transfiriendo la energía a la reacción química que la requiere. En la Fig. 13 se representa esquemáticamente este proceso. El resultado neto del proceso energético se muestra en la Fig. 14; el nivel energético de la materia orgánica utilizada como sustrato decrece, mientras que el del material celular se incrementa. En forma empírica se ha establecido que aproximadamente, bajo condiciones aerobias, el 67% de la energía del sustrato permanece en el sistema en forma de protoplasma biológico, correspondiendo el resto a la energía en los productos finales de desecho y una pequeña pérdida en forma de calor (74, 29).

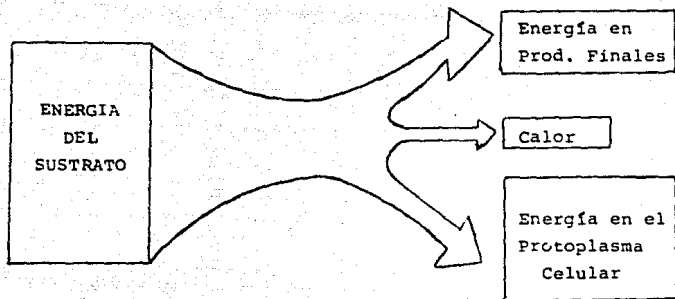


Fig. 13. Cambios Energéticos Durante el Metabolismo.

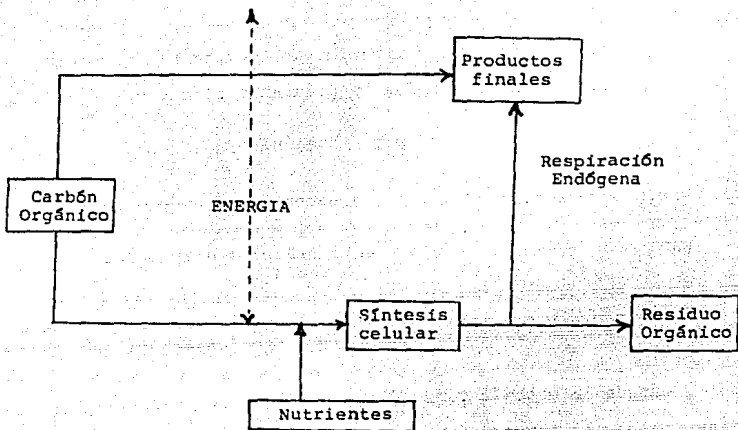
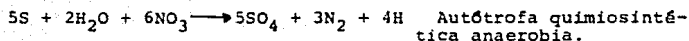
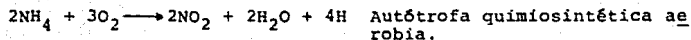
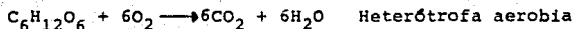


Fig. 14. Representación Esquemática del Metabolismo Bacteriano Heterótrofo.

Ejemplos de reacciones bioquímicas exotérmicas para bacterias autótrofas y heterótrofas se presentan a continuación:



Aunque la energía generada es utilizada para cargar moléculas de ADP, el proceso involucra muchas etapas, todas las cuales son catalizadas por enzimas. Las reacciones metabólicas, muy complejas en su naturaleza, pueden ser consideradas como formadas por dos reacciones bioquímicas: la de energía y la de síntesis. En la primera reacción se genera la energía que es requerida para llevar a cabo la síntesis del protoplasma celular. Una representación esquemática del metabolismo celular o bacteriológico se muestra en las Figs. 15 y 16. Estos diagramas se refieren al metabolismo de los organismos aerobios, anaerobios o facultativos (74, 83, 29).

Se puede observar en la Fig. 15 que para bacterias heterótrofas sólo una parte de los desechos orgánicos son transformados a productos finales. La energía que se obtiene de esta reacción bioquímica se utiliza en la síntesis de la materia orgánica remanente a nuestras células biológicas. A medida que la materia orgánica empieza a ser limitante, se tendrá un decremento en la masa celular, debido a la utilización de material

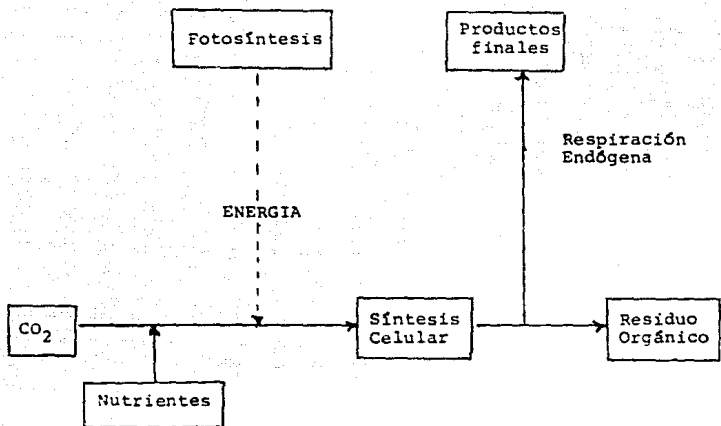


Fig. 16. Representación Esquemática del Metabolismo Bacteriano Autótrofo Fotosintético.

celular sin reemplazarlo. Si esta condición prevalece, eventualmente todo lo que queda en las células será residuo orgánico estable. A este proceso completo de la reducción neta en masa celular, se le llama respiración endógena.

FACTORES RELACIONADOS CON EL AMBIENTE.

Para que en un proceso de tratamiento de aguas residuales pueda obtenerse éxito, es necesario que los factores que determinan su funcionalidad se encuentren al punto en el que, tanto los microorganismos como el substrato, puedan degradar fácilmente unos y ser degradados adecuadamente por otros. Así, el medio ambiente juega un importantísimo papel en el proceso, pues una variación en los factores que determinan su constitución - basta para que el sistema ya no trabaje en forma óptima o en su defecto, no se alcancen los resultados esperados.

Los factores que determinan el medio ambiente, por su naturaleza, comúnmente son divididos en factores de tipo físico y factores de tipo químico. Dentro de los factores de tipo químico tenemos a la concentración de oxígeno, la concentración de iones hidronio, dureza y la existencia de los nutrientes.

FACTORES DE TIPO QUIMICO.

Concentración de oxígeno.

La presencia de oxígeno es de vital importancia para todos los procesos que utilizan como principal vía de degradación el metabolismo aeróbico. El adecuado suministro de este gas determina el buen funcionamiento del sistema. El oxígeno es necesario para la respiración de los microorganismos que se encargan de la descomposición aeróbica de la materia orgánica y para la respiración de las plantas y animales que llevan la síntesis de la misma. Los animales terrestres recurren al oxígeno de la atmósfera, los animales acuáticos al oxígeno disuelto en el agua. La actividad microbiana se traduce por una mayor o menor demanda bioquímica de oxígeno que a su turno depende de la cantidad de materia orgánica introducida al sistema. (59).

pH

El potencial Hidrógeno tiene una importancia relativamente menor, debido a que la mayoría de los organismos pobladores de un sistema de tratamiento tienen la capacidad de sobrevivir a variaciones pequeñas en la concentración de iones hidrónico. Sólo si la variación es muy significativa, el número de especies variará de acuerdo a la variación del pH. En este caso sólo existirán aquellas especies capaces de sobrevivir en el nuevo medio.

Por ejemplo, los sistemas de tratamiento anaerobio pueden desarrollarse correctamente dentro de un pequeño intervalo de variación en el valor del pH de 6.6 a 7.6, con un valor óptimo comprendido entre el valor de 7.0 a 7.2. Fuera de este intervalo, la digestión puede continuar aunque en forma muy poco eficiente. A un pH menor que 6.2 las bacterias metanogénicas son afectadas seriamente (29).

El pH no sólo es importante para el mantenimiento de un entorno ecológico adecuado para el crecimiento de los microorganismos, también es importante en la determinación de la actividad toxicológica de ciertas sustancias, pues del valor del pH depende la conformación de la molécula y por lo tanto, su ionización, fenómeno fundamental que determina la toxicidad de una sustancia (8).

Dureza del agua.

Esta característica del agua es debida a la presencia de elementos tales como el calcio y el magnesio. Es importante el mantenimiento de una dureza adecuada, pues un valor excesivo de ésta, está asociado con el aumento proporcional de la LC_{50} de algunas sustancias tóxicas. De la misma manera, una dureza del agua baja, frecuentemente se asocia con un aumento en las enfermedades cardiovasculares y de hipertensión (45, 62, 35).

Nutrientes.

Al igual que los demás factores, la cantidad de nutrientes para el buen funcionamiento de un sistema de tratamiento debe ser tal que, un exceso no inhiba o envenene el crecimiento de las poblaciones de microorganismos existentes.

Sabido es que los microorganismos al morir, por sus características de composición, hacen una contribución importante a la cantidad neta de alimento existente en el sistema. Por esta razón es necesario tomar en cuenta la contribución que hacen estos para calcular los requerimientos de alimento (76).

La degradación de algunas sustancias tóxicas se lleva a cabo adecuadamente cuando ciertos nutrientes están presentes. Esto provoca que la remoción de contaminantes se lleve a cabo más rápidamente en comparación de si estuviera el mismo contaminante expuesto a otros tipos de nutrientes.

FACTORES DE TIPO FISICO.

Temperatura.

La temperatura es un factor de vital importancia para el funcionamiento adecuado de un sistema de tratamiento. Algunas especies de microorganismos son capaces de reproducirse y vivir a temperaturas muy diferentes. Así por ejemplo, las bacterias psicrófilas se desarrollan a temperaturas de 10 a 20°C, las -

bacterias mesofílicas crecen a temperaturas comprendidas entre 20 y 40°C, por último, las bacterias termofílicas crecen a temperaturas de 45 y 60°C. En general, las bacterias son menos sensibles al frío que al calor. A bajas temperaturas se encuentran esencialmente latentes y pueden sobrevivir a lo largo de grandes periodos. Las esporas, redondeadas y provistas de una gruesa pared celular, son más resistentes al calor que las células vegetativas (62, 82).

En términos generales, la temperatura influye de manera determinante sobre el comportamiento del sistema, ya que la velocidad de reacción de las sustancias y la misma cinética de crecimiento de los microorganismos se ven favorecidos por el aumento de la temperatura (27, 62, 1). El incremento poblacional es consecuencia directa de la aceleración del metabolismo de los microorganismos. Sin embargo, es necesario hacer notar que un incremento excesivo en la temperatura provoca la muerte de los pobladores por la desnaturalización de sus proteínas constitutivas (27).

Radiación solar.

La luz solar constituye un factor de menor importancia, que sin embargo es necesario tomar en cuenta. Como es sabido, la radiación solar está constituida por un pequeño porcentaje de radiaciones de tipo ultravioleta, radiaciones que pueden lograr activar las reacciones de aquellas sustancias que poseen átomos de los llamados halógenos, por ser estos elementos que -

reciben y reaccionan con la luz UV. Pero además, las radiaciones solares pueden lograr que los compuestos orgánicos, sobre todo los aromáticos, comiencen a degradarse, provocando la aparición de compuestos más fácilmente biodegradables o, en algunos casos, compuestos más tóxicos (75).

TEORIAS SOBRE BIODEGRADACIÓN.

La mayoría de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales involucran a una vasta variedad de teorías que corresponden cada una a disciplinas diferentes. Incluye consideraciones de tipo químico, biológico, ingenieril y hasta de tipo económico. Todas las consideraciones involucradas, confluyen en lo que en la actualidad se ha dado por llamar biotecnología. Así, el tratamiento biológico de aguas residuales, no se concibe ni practica como una sola operación, sino como una combinación de operaciones interrelacionadas que pueden diferir en distribución especial, proceder a diferentes intervalos de tiempo y pueden llevarse por masas biológicas diferentes entre sí (62).

El estudio sistemático de la biodepuración de aguas residuales considera como factor de gran importancia a la cinética del crecimiento bacteriano, y la cinética que observan las reacciones enzimáticas llevadas a cabo por los microorganismos po-

bladores del sistema de tratamiento. Finalmente considera a una serie de operaciones unitarias llevadas a cabo durante el proceso.

En este apartado describiremos con exclusividad las teorías referentes a la cinética de crecimiento bacteriano. El análisis de las operaciones que ocurren durante la depuración biológica del agua, se verá a la par con los sistemas de tratamiento.

CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS.

La existencia de microorganismos representa la principal condición para que la depuración de agua residual se dé de manera óptima. De la misma forma, la principal característica que deben cumplir los pobladores de interés en un sistema de tratamiento, es crecer a expensas de la materia orgánica a remover.

Los microorganismos poseen ciertas ventajas en cuanto a su disposición para la remoción de contaminantes. Poseen por ejemplo, un corto periodo de duplicación, lo que implica que en un tiempo relativamente corto, se puede contar con un número adecuado de pobladores para la remoción de masas orgánicas contaminantes.

Los microorganismos cuenta además, con sistemas metabólicos que les permiten crecer y vivir a expensas de una gran cantidad de substratos que sean aún, diferentes en complejidad, lo que se traduce como de gran ayuda para la remoción de contami-

nantes, los cuales suelen frecuentemente ser precisamente, diferentes en estructura y complejidad.

Las formas en que comúnmente se cultiva a los microorganismos son: cultivo por lote, cultivo continuo y continuo con recirculación (35).

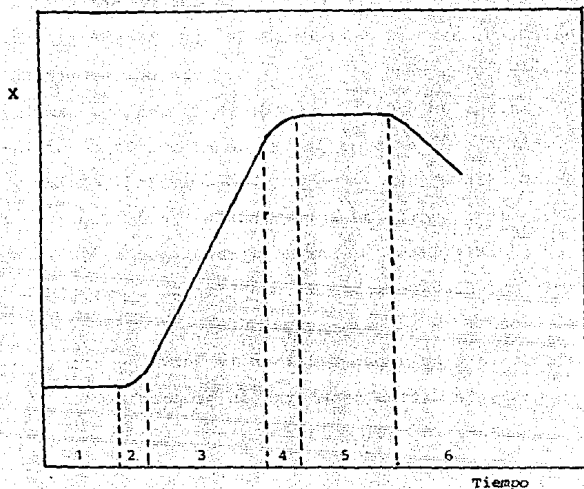
Cultivo por lote.

Esta forma de cultivar microorganismos se caracteriza porque los pobladores viven a expensas del reactante que es utilizado como medio de cultivo. Los microorganismos colocados en un recipiente al que se proporcionan las condiciones necesarias para su supervivencia y reproducción como lo son la temperatura y el pH.

Se ha mencionado con anterioridad, con poco detalle, los modelos gráficos que explican la reproducción de los pobladores bacterianos. Se ha dicho que la forma en que estos crecen es de tipo logarítmico y su curva de crecimiento es función de la forma en que se exprese, a saber: si es por el número de microorganismos o si es función de la masa celular producida.

Para la obtención del modelo matemático que describe el crecimiento bacteriano, tomaremos en consideración la producción de masa celular, que técnicamente resulta más práctico.

Se puede observar en la Fig. 17, que representa el crecimiento de la masa celular, que ésta es una función del tiempo, es decir, existen diferentes fases de crecimiento que se comportan a diferentes velocidades.



FASE

VELOCIDAD DE CRECIMIENTO

- | | |
|------------------|--------------------|
| 1. Log | 0 |
| 2. Aceleración | Mayor que cero |
| 3. Logarítmica | Constante y máxima |
| 4. Retardamiento | Mayor que cero |
| 5. Estacionaria | 0 |
| 6. Muerte | Negativa. |

Fig. 17. Fases de crecimiento que se presentan en un cultivo por lote.

Dentro de todo el tiempo en que una población bacteriana vive y se reproduce, existe una fase en la que el crecimiento observa un aumento proporcional a la existencia del substrato, esta fase es conocida comúnmente como de crecimiento logarítmico, y es precisamente en ésta en la que se ha puesto mayor interés, ya que en ella ocurre la mayor productividad celular y, en consecuencia, la remoción de contaminantes puede llevarse a cabo con mayor efectividad. Es por esta razón por lo que los modelos matemáticos que describen la cinética de crecimiento bacteriano se concentran en esta etapa.

Considerando la fase exponencial en la curva de crecimiento bacteriano que este último parámetro es proporcional a la concentración celular, lo cual queda:

$$\frac{dx}{dt} = \mu X \quad (1)$$

matemáticamente se puede introducir una constante de proporcionalidad provocando que la ecuación 1 se transforme a

$$\frac{dx}{dt} = \mu X \quad (2)$$

en donde: X = concentración celular (g/l).

t = tiempo.

μ = velocidad de crecimiento específico h^{-1} .

Rearreglando la ecuación 2 e integrándola, proporciona la siguiente expresión:

$$\mu t = \text{Ln} \frac{X_2}{X_1} \quad (3)$$

Con la ecuación anterior podemos conocer la concentración celular a un tiempo cualesquiera siempre y cuando nos encontremos en la fase de crecimiento logarítmico.

Si definimos el tiempo de duplicación celular como el tiempo en el que la masa celular duplica su concentración original, podemos entonces, relacionarlo con la velocidad de crecimiento específico.

$$\text{Si } X_2 = 2X_1 \text{ y } t = t_d \text{ entonces } t_d = \text{Ln}2/\mu \quad (4)$$

En 1942, Monod demostró de una forma empírica, la existencia de una relación lineal entre la velocidad de crecimiento específica y la concentración de sustrato, cuando la concentración de éste es baja, pero alcanza un valor de saturación para altas concentraciones de sustrato de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\mu = \frac{S \mu_{\text{max}}}{S + K_s} \quad (5)$$

en donde: K_s = constante de saturación (g/l).

μ_{max} = velocidad máxima de crecimiento específico.

La constante de saturación de la ecuación de Monod tiene un similar significado con la constante de Michaelis-Menten en la ecuación que lleva el mismo nombre, es decir, es una medida inversa de la afinidad del microorganismo por su sustrato.

Para poder conocer K_s y μ max se hace la misma analogía - que para K_m y V_{max} de la ecuación de Michaelis.

Si tomamos el recíproco de la ecuación 5, queda expresada de la siguiente forma:

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_m}{\mu \max} (1/S) + 1/\mu \max \quad (6)$$

Las Figs. 18 y 19 representan esquemáticamente a la ecuación 6, y como podemos ver, es fácilmente obtenible los valores de K_s y μ max.

Para la caracterización completa y adecuada de un cultivo por lote, es necesario conocer además de la velocidad específica de crecimiento y la constante de saturación dada por la ecuación de Monod, el rendimiento celular obtenido en base al substrato. Este último parámetro es obtenido de la siguiente ecuación (5):

$$\frac{dX}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} \quad (7)$$

Esta ecuación describe la relación existente entre la velocidad de crecimiento bacteriano y la velocidad de utilización del substrato. En donde Y representa físicamente los gramos de células producidas por cada gramo de substrato consumido, o en otros términos, los gramos de SSV producidos por gramo de DBO o DQO consumido (5).

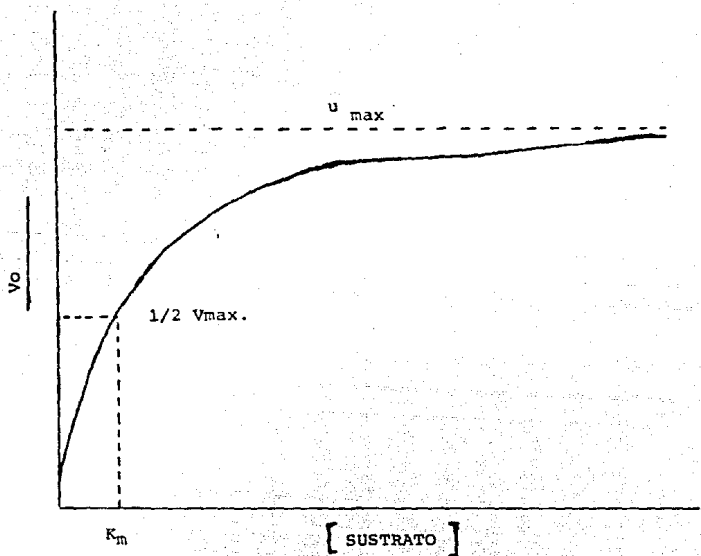


Fig. 18. Efecto de la concentración de sustrato sobre la velocidad de crecimiento específico.

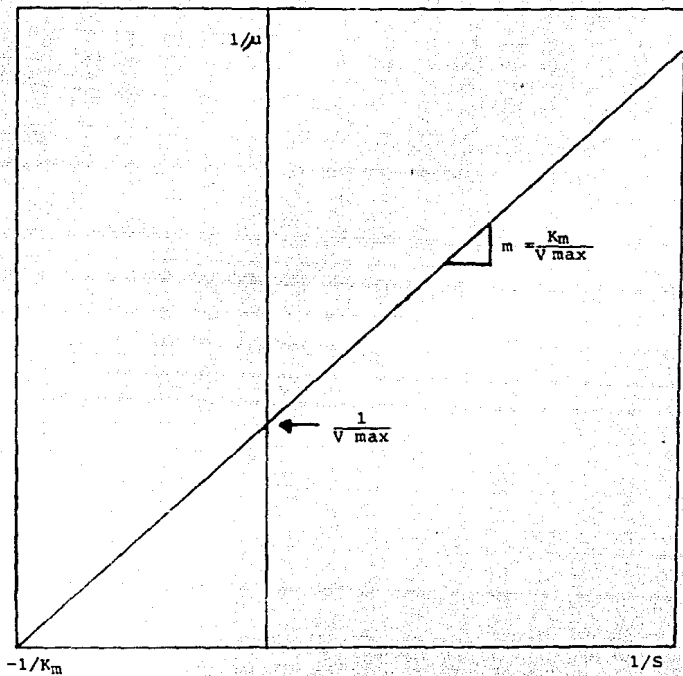


Fig. 19. Cálculo de la v_{\max} según Lineweaver-Burk.

Cultivo Continuo.

Esta forma de cultivar microorganismos supone la presencia de una población microbiana en el estado estacionario, y se le introduce medio frasco a una velocidad de dilución razonable y se saca medio a una velocidad constante e igual a la de entrada (1).

Es importante hacer notar que un cultivo continuo observa características cinéticas similares a las presentadas en los -- cultivos por lote con algunas modificaciones.

Consideramos la Fig. 20.

En donde: F = Flujo volumétrico (l/h).

X_0 = Concentración inicial del microorganismos (g/l).

X = Concentración de los microorganismos en el reactor (g/l).

S_0 = Concentración inicial de sustrato (g/l).

S = Concentración del sustrato en el reactor (g/l).

V = Volumen de mezcla en el reactor (l).

Para poder caracterizar al sistema es necesario conocer las contribuciones que hacen tanto la masa celular como el sustrato.

Para la masa celular tenemos:

Acumulación = Entrada - salida + crecimiento - muerte.

Que en términos de las variables involucradas en el reactor queda:

$$\frac{VdX}{dt} = FX_0 - FX + V\mu X - V\alpha X \quad (8)$$

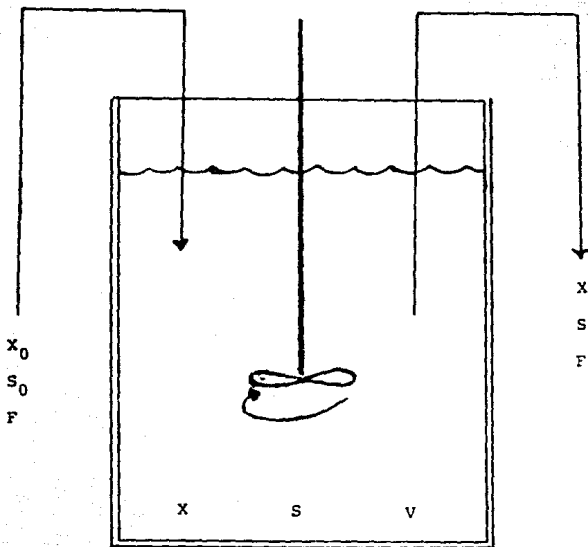


Fig. 20. Esquema general de un cultivo continuo.

Si la ecuación anterior la dividimos por V tenemos:

$$\frac{dX}{dt} = X_0(F/V) - X(F/V) + \mu X - \alpha X \quad (9)$$

En donde α se define como la constante específica de muerte (h^{-1}).

Para un cultivo continuo sin recirculación que crece en condiciones adecuadas:

$$X_0 = 0$$

$$\alpha = 0$$

Sustituyendo estos valores en la ecuación 9:

$$X(F/V) = \mu X \quad (10)$$

Si definimos a D como la velocidad de dilución o espacio-velocidad de acuerdo con Levenspiel (86), la ecuación 10 queda:

$$\mu = D \quad (11)$$

La ecuación 11 implica necesariamente que el crecimiento de un cultivo continuo, está determinado en gran parte por la velocidad de dilución, lo que equivale a decir que un parámetro de respuesta lenta, como lo es la velocidad específica de crecimiento, es función de un parámetro hidráulico de rápida respuesta, como lo es la velocidad de dilución (5).

Un análisis que ocasionaría la disparidad de los valores de μ y D puede fácilmente llevarse a cabo. Por un lado, si $\mu > D$, esto implica que los microorganismos crecerán a una tasa

mayor que la velocidad de dilución, lo que necesariamente provocaría la disminución de la concentración de sustrato y de acuerdo a la ecuación de Monod μ , disminuiría en consecuencia hasta un valor tal que iguale a la velocidad de dilución (5).

En el caso contrario, cuando $\mu < D$, los microorganismos - tenderán a abandonar el fermentador sin la oportunidad de crecer adecuadamente, lo que ocasionaría el lavado del cultivo.

Para poder solventar las dificultades mencionadas anteriormente, es necesario encontrar una velocidad de dilución tal que no provoque el fenómeno de lavado. El valor de esta velocidad de dilución máxima, coincide con el valor de la velocidad de crecimiento específico máximo, dada por la ecuación de Monod.

$$D_{max} = \mu_{max} = D_c$$

Donde D_c es la velocidad de dilución máxima en la que no existe el fenómeno de lavado.

Una vez analizada la contribución que hace al sistema la presencia de microorganismos, procederemos ahora a detallar la influencia que ejerce el sustrato en el sistema.

El sustrato entra al fermentador con una concentración S_0 . Una vez que es consumido por los microorganismos sale con una concentración S , siendo el cambio neto el obtenido por el siguiente balance (5).

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{salida} - \text{consumo.}$$

En términos algebraicos tenemos:

$$\frac{dS}{dt} = S_0(F/V) - S(F/V) - \mu X/Y \quad (12)$$

sustituyendo F/V por D

$$\frac{dS}{dt} = S_0D - SD - \mu X/Y \quad (13)$$

En el estado estacionario $dS/dt = 0$, por lo que la ecuación 13 queda:

$$X = Y(S_0 - S) \quad (14)$$

sólo si consideramos que $\mu = D$

De la ecuación de Monod despejamos S:

$$S = \frac{K_s u}{\mu_{max} - \mu} \quad (15)$$

Sustituyendo la ecuación 15 en la ecuación 13 :

$$X = Y \left(S_0 - K_s \frac{D}{D_c - D} \right) \quad (16)$$

De la ecuación anterior podemos deducir fácilmente que el crecimiento celular está en función de la velocidad de dilución empleada por el cultivo, así como de la concentración del substrato.

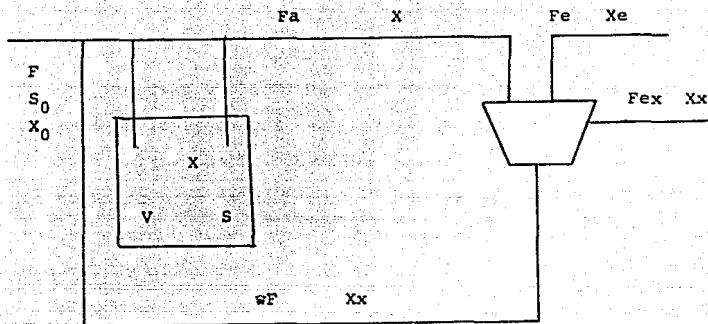
Cultivo continuo con recirculación.

En general, un sistema de cultivo continuo presenta ventajas con respecto a un cultivo por lote, sin embargo, usualmente los resultados esperados con un cultivo continuo varían de la realidad, pues corrientemente se encuentran en esta forma de cultivar, poblaciones de diferentes microorganismos y otros pobladores que tienen un efecto negativo en el desarrollo de las poblaciones deseadas (5).

Debido a lo anterior, para que la depuración de grandes flujos de agua residual sea adecuada, es necesario el empleo de grandes volúmenes de reacción en un cultivo continuo, razón por la cual fue necesario improvisar sobre este mismo, algún mecanismo que permitiera tratar volúmenes mayores de agua residual sin la disminución de la velocidad de crecimiento.

La diferencia fundamental entre un cultivo continuo y uno con recirculación, radica en el hecho de que este último posee, a la salida del reactor, un separador de células, y que tiene como función principal, por un lado, ofrecer un efluente libre de células, las que al ser mezcladas con la línea de alimentación la enriquecen y por consiguiente, la concentración celular es alta. Esto repercute favorablemente, pues es posible entonces usar velocidades de dilución altas y aún mayores que la velocidad específica de crecimiento sin la aparición del fenómeno de lavado.

La figura 21 esquematiza la línea de recirculación para un cultivo continuo.



En donde:

- F = Flujo de alimentación (l/h).
- S_0 = Concentración inicial de materia orgánica (g/l)
- X_0 = Concentración inicial de células (g/l).
- V = Volumen de operación (l)
- X = Concentración celular dentro del reactor (g/l).
- S = Concentración de materia orgánica dentro del reactor (g/l).
- wF = Flujo de recirculación (l/h).
- X_e = Concentración celular en la corriente del separador de - células. (g/l).
- X_x = Concentración celular en la corriente de recirculación.
- F_e = Flujo de agua residual (l/h).
- F_{ex} = Flujo de lodos de descarga del separador.

Fig. 21. Esquema general de un sistema de cultivo continuo con recirculación.

De la figura anterior, obtenemos el balance para los flujos involucrados.

$$F = F_e + F_{ex} \quad (17)$$

$$F_a = F(1 + w) \quad (18)$$

La expresión para la velocidad específica de crecimiento es obtenida a partir de un balance de células en el reactor, quedando:

$$\mu = D(1 + w - wX/x) \quad (19)$$

En esta ecuación se puede observar en forma clara la posibilidad de operar el sistema con una velocidad de dilución superior a la velocidad de crecimiento, lo cual dependerá del valor del flujo de recirculación, así como de la relación entre la concentración celular de la corriente de la recirculación y la concentración celular dentro del reactor (5).

De un balance para el sustrato, se puede obtener la expresión para la concentración de células en el reactor, la que está dada por la ecuación siguiente:

$$x = \frac{Y_D}{\mu} (S_0 - S) \quad (20)$$

Un balance en el separador de células también se puede obtener una expresión para μ , quedando:

$$\mu = D \left(1 + w \left(1 - \frac{1 + w}{1 - w - F_e/F} \right) \right) \quad (21)$$

SISTEMAS DE TRATAMIENTO.

En la actualidad es muy común que el agua residual de los diferentes sectores que la producen contenga una gran cantidad de compuestos disueltos o en forma coloidal. Particularmente el sector industrial produce aguas de desecho con características muy peculiares. Este tipo de aguas se caracterizan por contener compuestos que son de gran relevancia y que representan un peligro para la salud pública. Muchos de estos compuestos, por sus características, son muy difíciles de remover de las aguas residuales, convirtiéndose entonces en compuestos de interés prioritario.

Hoy en día el avance en la biotecnología permite la remoción de casi cualquier compuesto que se encuentre en las aguas residuales, más aún, ha logrado la remoción de aquellos compuestos conocidos como no biodegradables.

Si bien es cierto que para lograr una remoción eficaz de un compuesto en particular, intervienen muchos factores que ya se han mencionado anteriormente, también lo es el hecho que el hacer la elección adecuada de un sistema de tratamiento es de fundamental importancia.

Muchos de los sistemas de tratamiento que son de uso común, no son más que un modelo perfeccionado de lo que en la naturaleza ocurre, es decir, estos sistemas funcionan en la aceleración de algunos de los procesos físicos que ocurren naturalmente, como son la dilución, mezclado, sedimentación, adsorción,

etc., o por la ocurrencia de fenómenos químicos: difusión con - reacción química, precipitación, etc., o bien por fenómenos de tipo biológico como son la degradación aerobia y anaerobia (18).

Los procesos biológicos de tratamiento son esencialmente - procesos bioquímicos en donde los microorganismos utilizan la - materia orgánica y los nutrientes biológicos contenidos en los desechos para su reproducción. Desde el punto de vista práctico, se puede visualizar a los procesos biológicos de tratamiento como procesos de remoción de materia orgánica donde el producto que nos interesa obtener es el agua de una calidad adecuada que pueda ser reusada en diferentes actividades, o como proceso de estabilización de la materia orgánica en donde el producto final, además del agua tratada, es el material sólido estabilizado que puede ser retornado al medio ambiente sin peligro.

La mayoría de los procesos físicos y fisicoquímicos realmente se enfocan a la remoción de contaminantes, prevaleciendo el problema de su disposición final, mientras que los procesos biológicos estabilizan el material removido, facilitando su disposición final.

Una clasificación de los sistemas de tratamiento biológicos que es muy común encontrar, agrupa a los sistemas en tres - categorías: a) Digestión aerobia, que considera la presencia de oxígeno disuelto con el fin de que la estabilización de la materia orgánica se lleve a cabo bajo condiciones aerobias. b) Digestión anaerobia, que estabiliza la materia orgánica en ausencia total de oxígeno disuelto y cuya particularidad importante

es la generación de subproductos con alto valor energético, y c) lagunas de estabilización, en donde la estabilización de la materia orgánica es producto del proceso simbiótico entre algas y bacterias. En la Fig. 22 se especifica el papel de los procesos biológicos dentro del esquema total de tratamiento de desechos líquidos.

Otras formas de clasificar a los sistemas biológicos es el considerar que se encuentran en forma suspendida en el agua residual, o bien que forman una película fija en algún soporte sólido.

La característica fundamental de estas variantes, es la de permitir el incremento de la población microbiana activa y que pueda entrar en contacto con la materia orgánica presente en los desechos líquidos y realizar una rápida estabilización. En los procesos aerobios con microorganismos en suspensión, la agitación tiene como objetivo el transferir oxígeno y poner a los microorganismos en contacto con la materia orgánica a degradar. En muchos casos se utiliza la recirculación de microorganismos en altas concentraciones para aumentar la población biológica activa y acelerar el proceso. En los procesos con medio fijo, los microorganismos se adhieren a las paredes del medio permaneciendo en el sistema en cantidades adecuadas para que el metabolismo de la materia orgánica se lleve a cabo en tiempos de retención cortos.

En los sistemas anaerobios con microorganismos en suspensión, la agitación se realiza principalmente para poner en con-

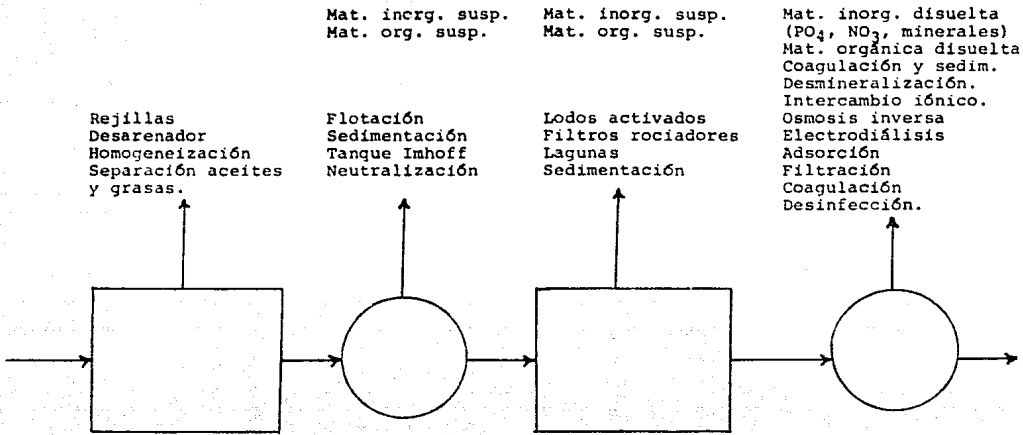


Figura 22. Proceso de Tratamiento de los Residuos Líquidos.

tacto a los microorganismos con el substrato.

En sistemas para estabilizar sólidos, la agitación cumple una segunda función al incrementar la hidrólisis de los sólidos para que puedan ser aprovechados por las bacterias. Incrementando la velocidad de solubilización se incrementa la rapidez de estabilización, ya que la hidrólisis se ha considerado como la etapa limitante del sistema. En los procesos estáticos, la hidrólisis se lleva a cabo por procesos enzimáticos requiriendo grandes periodos de reacción.

La mayoría de los fenómenos que ocurren durante el tratamiento de aguas residuales está perfectamente identificada y ha dado origen a otras formas de clasificar a los sistemas. Todos aquellos procesos que utilizan operaciones físicas para la remoción de contaminantes se denominan tratamientos primarios. Aquellos procesos que involucran tanto operaciones químicas como biológicas se denominan tratamientos secundarios y finalmente, los procesos en los que intervienen las tres operaciones, se conocen como tratamientos terciarios o avanzados (81).

En la Fig. 23 se presentan los sistemas de tratamiento biológico más comúnmente usados en la actualidad. Para algunos de estos procesos se utiliza más de un nombre, por lo que pudiera parecer que se omite alguno. La división arbitraria de los procesos de tratamiento biológico se presenta esquemáticamente en la Figura 24.

SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO CON CRECIMIENTO SUSPENDIDO.

La principal característica de los sistemas en que se utilizan microorganismos en suspensión, es precisamente que el sistema se basa en el crecimiento de las bacterias suspendidas en el agua residual. En los procesos de tratamiento con microorganismos en suspensión, la agitación juega un papel muy importante. Permite un mejor y más continuo contacto entre los organismos encargados de la estabilización y la materia por estabilizar, permitiendo un proceso más rápido y más eficiente. Si el sistema se trata de mantener bajo condiciones aerobias, la agitación, aparte de promover el contacto sustrato-microorganismos, permite la transferencia de oxígeno para ser utilizado en el metabolismo (81, 63, 82).

En la Fig. 23 se establecen los sistemas de tratamiento y sus diferentes variantes y formas. Se clasifican, como hemos dicho, en procesos anaerobios, aerobios y lagunas de estabilización.

Para establecer un patrón que describa adecuadamente el comportamiento de un sistema de tratamiento con crecimiento suspendido, es necesario elegir un reactor que contenga todas las variables y pueda ser usado como un modelo generalizado. Por ejemplo, el de tipo pistón o completamente mezclado. La caracterización del sistema puede ser en base al uso de un modelo estático usando una serie de ecuaciones algebraicas o, en base a un modelo dinámico, en el que las ecuaciones diferenciales son la

Proceso Aerobio	Microorganismos en Suspensión.
	Microorganismos Adheridos a un Medio Fijo
	Combinación

Proceso Anaerobio	Microorganismos en Suspensión
	Microorganismos Adheridos a un Medio Fijo
	Sistemas Estratificados
	Combinación

Lagunas de Estabilización

Fig. 23. Sistemas de Tratamiento más comunes.

1. SISTEMAS AEROBIOS.

a) Microorganismos en suspensión.

- Lodos activados. Proceso convencional
Completamente mezclado
Aereación por etapas
Estabilización por contacto
Aereación extendida
Zanjas de oxidación
Aereación de acuerdo con demanda
Oxígeno puro
Carrousel
Kraus

-Lagunas Aeradas

b) Microorganismos Adheridos a un Medio Fijo.

- Filtros rociadores - Alta tasa
Baja tasa

-Biodiscos

c) Combinación

- Medio Granular Fluidizo
- Torres de Madera Resistente
- Lodos activados con Medio Fijo

2. SISTEMAS ANAEROBIOS

a) Microorganismos en Suspensión.

- Tratamiento por contacto Anaerobio.

b) Microorganismos Adheridos a un Medio Fijo.

- Filtro Anaerobio

c) Combinación.

- Medio Granular Fluidizado.

d) Sistemas Estratificados.

- Lagunas Anaerobias
- Tanques Imhoff
- Fosas Sépticas

3. LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

- Lagunas Facultativas
- Lagunas Aerobias
- Lagunas de Maduración.

Fig. 24. Sistemas biológicos de tratamiento de Aguas Residuales.

INORGANICOS

ORGANICOS

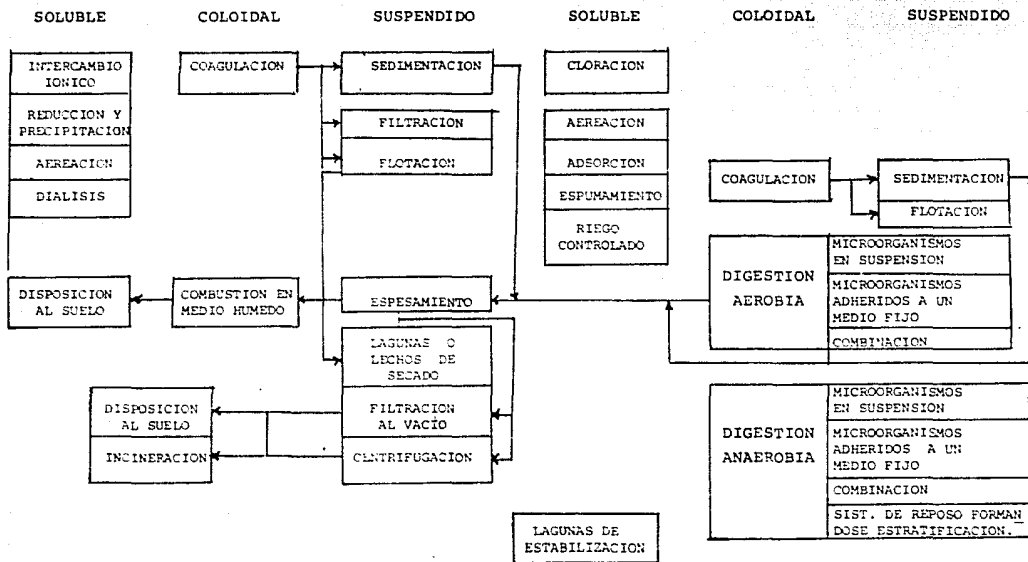


Fig. 25. Sistemas de Tratamiento de acuerdo con el Contaminante a Remover.

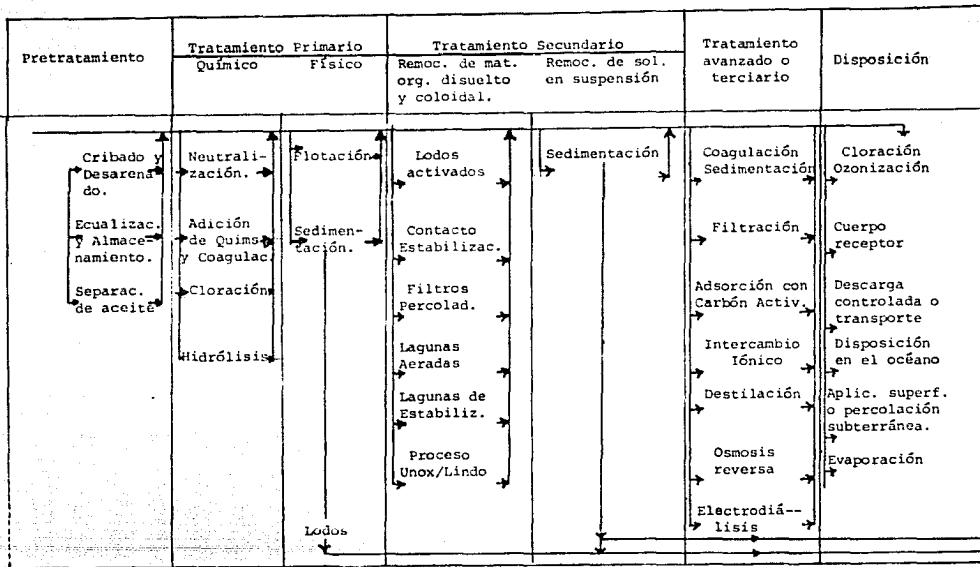
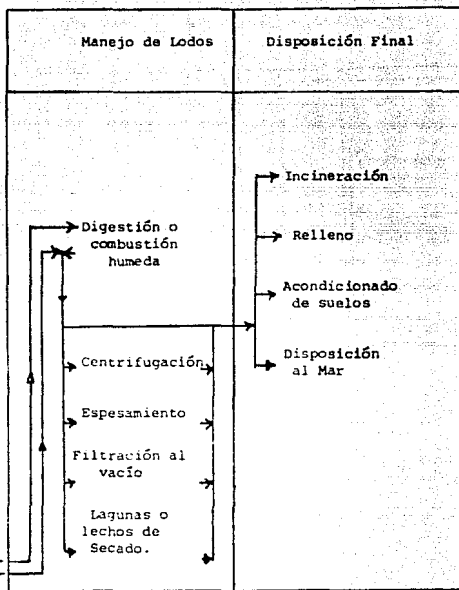


Fig. 26. Opciones en Procesos de Tratamiento. (Continúa..)



... (Continuación) Fig. 26. Opciones en Procesos de Tratamiento

herramienta a usar. En los modelos de tipo dinámico, su uso se reduce a nivel laboratorio, pues el análisis de las variables - propuestas requiere del acoplamiento de una computadora (81).

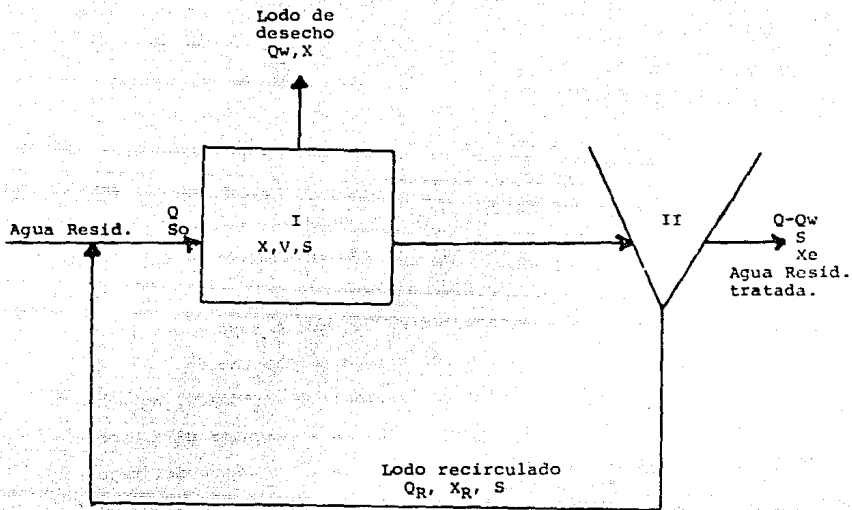
Las variables involucradas en los sistemas estáticos, incluyen: a la relación sustrato-microorganismo, la velocidad específica de utilización del sustrato, el tiempo medio de residencia celular en el sistema. Cabe mencionar que el tiempo medio de residencia celular en el tanque de aereación, es de los parámetros más utilizados para la caracterización de un sistema.

Para la obtención de las ecuaciones de diseño para sistemas de tratamiento con crecimiento suspendido, se usará como reactor modelo, a un tanque agitado con recirculación parcial, el que se representa en la Figura 27.

La deducción de las ecuaciones de diseño supone que la degradación ocurre solamente en el tanque de separación y si ocurre en el sedimentador, ésta es despreciable. Además, es necesario considerar que el volumen usado para calcular el tiempo medio de residencia celular, incluye sólo el volumen del reactor, pues el agua en el tanque sedimentador es recirculada y sólo sirve para mantener un nivel de sólidos dados en el aereador (81, 82).

Definimos al tiempo medio de residencia hidráulico en el sistema como:

$$\theta_s = \frac{V_s}{Q} \quad (22)$$



- I. Tanque de aereación.
- II. Clarificador.

Fig. 27. Sistema de tanque agitado con recirculación.

En donde V_s , es el volumen del reactor más el volumen del sedimentador y Q el flujo de agua residual (l/h).

El tiempo medio de residencia hidráulico está expresado en la siguiente ecuación:

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (23)$$

aquí, V es el volumen del reactor.

El tiempo medio de residencia celular es definido como la cantidad total de microorganismos en el sistema entre la velocidad en que son desechados.

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_wX + (Q - Q_w)X_e} \quad (24)$$

en donde: X = Concentración de microorganismos (g/l)

Q_w = Flujo de desecho.

X_e = Concentración de microorganismos en el sedimentador (g/l).

$(Q - Q_w)$ = Flujo en el sedimentador.

Si se efectúa un balance para microorganismos en el aereador y sedimentador, aplicando las condiciones del estado estacionario y considerando que el sistema se comporta de acuerdo a la descripción hecha por Monod, se obtiene entonces:

$$S = \frac{\theta_c Y S_0 - \theta X (k_d \theta_c + 1)}{Y \theta_c} \quad (25)$$

$$X = \frac{\theta_c Y (S_0 - S)}{\theta (k_d \theta_c + 1)} \quad (26)$$

Ambas ecuaciones permiten predecir la concentración de materia orgánica que tendrá un agua residual al ser tratada en un sistema con crecimiento suspendido mediante el control del tiempo medio de residencia celular y el conocimiento de los parámetros cinéticos del sistema microbiano involucrado (la constante de rendimiento celular Y , la constante específica de muerte k_d) deben de determinarse de manera experimental para cada agua residual en particular.

Lodos activados.

Los procesos de lodos activados se usan tanto para tratamiento secundario como para un tratamiento completo de aguas residuales sin sedimentación primaria. En estos procesos los desechos líquidos son alimentados continuamente a un tanque aerado, donde los microorganismos metabolizan y biológicamente flocculan a los compuestos orgánicos. Los microorganismos (lodos - activados) son sedimentados bajo condiciones estáticas en el sedimentador secundario y retornados al tanque de aireación. El sobrenadante clarificado del sedimentador secundario es el efluente del sistema (1, 53, 61).

La característica más importante de un lodo activado es la materia que se encuentra en el agua residual en forma coloidal y disuelta, que debe ser removida adecuadamente por las poblaciones que se forman al crecer de manera intensiva al sistema (81).

Al contenido del tanque de aereación se le denomina licor mezclado y contiene primordialmente microorganismos en suspensión, parte de los cuales son desechados del sistema parcialmente estabilizado después de periodos variables sujetos a respiración endógena. El tiempo que la masa biológica debe permanecer en el sistema (tiempo de retención celular) depende de varios factores, como lo es el nivel de eficiencia deseado, la estabilización requerida de la materia orgánica y a consideraciones relacionadas con la cinética de crecimiento (63, 61).

Los lodos activados tienen la peculiaridad de poseer una población heterotrófica muy heterogénea en su composición, la cual ha sido enriquecida por las diferentes condiciones que al sistema se le imponen. Existen tres niveles tróficos que se pueden considerar como los más importantes, a saber: los saprófitos, los predadores y los parásitos o no deseados.

En los procesos de lodos activados, la bacteria es el microorganismo de mayor importancia, ya que ésta es la responsable de la degradación de la materia orgánica en el influente (81, 63).

En general, las bacterias en el proceso son Gram-negativas e incluyen miembros del género Pseudomonas, Zooglea, Achromobacter, Flavobacterium, Nocardia, Mycobacterium y las bacterias nitrificantes, Nitrosomas y Nitrobacter.

Adicionalmente, varias formas filamentosas tales como Sphaerotilus, Beggiatoa, Thiotrix, Lecicothrix y Geotrichum, pueden estar también presentes. Mientras que las bacterias son

los microorganismos que realmente degradan a la materia orgánica, las actividades metabólicas de otros microorganismos son también importantes en el proceso de tratamiento. Por ejemplo, los protozoarios y los rotíferos actúan como pulidores del efluente del sistema. Los protozoarios consumen las bacterias dispersas que no se han floculado y los rotíferos consumen las partículas orgánicas pequeñas que no se han sedimentado. Además de que lo importante dentro del proceso es que las bacterias consuman la materia orgánica tan rápido como sea posible, es asimismo importante, que ellas se agrupen en un flóculo adecuado que pueda sedimentarse adecuadamente. Se ha observado que a medida que el tiempo de residencia celular se incrementa, la carga superficial de los microorganismos se reduce y estos comienzan a producir la cápsula que provoca su agrupamiento incrementando su sedimentabilidad. La presencia de los polímeros que forman la cápsula, promueven la formación de flóculos (61, 63).

Lagunas de Estabilización.

Las lagunas de estabilización son simples estructuras de tierra abiertas al aire y sol, elementos que constituyen los recursos naturales utilizados para la transformación de la materia orgánica en la que se efectúa la autopurificación de los residuos líquidos por medio de la acción mutua de algas y bacterias. En relación con los procesos convencionales tienen la enorme ventaja de que los costos de construcción y de operación

son menores (30, 82).

En las lagunas de estabilización se presentan dos procesos biológicos, en la parte superficial ocurre la degradación de la materia orgánica por un proceso aerobio, y en la parte inferior por fenómenos anaerobios. El lodo, producto de la sedimentación, está constituido por material celular derivado de la fotosíntesis o por los restos descompuestos de plantas, protozoarios y bacterias (1).

En el proceso de descomposición de la materia orgánica se producen otras reacciones químicas debidas a los ciclos del nitrógeno, fósforo y azufre, a partir de los cuales se generan compuestos como el gas amoniacal, fosfatos y ácido sulfhídrico. En este proceso, o sea el metabolismo microbiano anaerobio, que se lleva a cabo con la ausencia del oxígeno, se producen compuestos gaseosos con acentuados olores desagradables. (47).

En la remoción de materia orgánica se llevan a cabo básicamente dos procesos, uno denominado oxidación con producción de energía y otro de síntesis que usa la energía producida para la formación de compuestos complejos. Este fenómeno de oxidación-síntesis origina los lodos como producto de la remoción bioquímica de materia orgánica (76).

Mecanismo del proceso de estabilización. En la estabilización de la materia orgánica, la función de los microorganismos es la de fraccionar los grandes conglomerados de moléculas complejas en otras más simples. Como resultado de la actividad bacteriana, se producen nuevas células, dióxido de carbono, sa-

les minerales, agua y amoniaco.

El bióxido de carbono, el amoniaco y las sales minerales son utilizadas por las algas para sintetizar nuevas células. En este proceso hay producción de oxígeno.

Las algas juegan un papel importante en el proceso anterior porque fijan el carbono del bióxido y originan oxígeno libre, elemento necesario para el proceso aerobio.

Las algas que predominan en las lagunas de estabilización son verdes o verde-azules. Entre las verdes podemos citar: Chlamydomonas, Chlorella, Euglena, Micractinium y Scenedesmus, como las más comunes. Entre las algas verde-azules la Anabaena, Oscillatoria y Phormidium (76).

La producción de bióxido de carbono elaborado por el metabolismo bacteriano tiende a disminuir el pH de la masa líquida. Por otra parte, las algas utilizan el bióxido de carbono producido, lo que origina la elevación del pH. Por esta razón, la presencia de un pH estable refleja un equilibrio entre la actividad bacteriana y la ocasionada por las algas (76, 81)

Las lagunas de estabilización se clasifican en: facultativas, anaerobias, aerobias, con aereación mecánica y maduración (81).

1. Facultativas. Operan con cargas orgánicas medias. Se llevan a cabo los dos procesos, el aerobio en base a la presencia de algas y al oxígeno libre y el anaerobio, en la parte más profunda de la laguna, de acuerdo a los cambios estacionales y diurno del proceso fotosintético (76).

2. **Anaerobias.** Trabajan con cargas orgánicas mayores y no requieren la presencia de oxígeno libre porque el proceso es enteramente anaerobio. Las condiciones anaerobias ocurren en todo el sistema y a toda profundidad. En estos sistemas, el metabolismo de la materia orgánica hasta la producción de metano, bióxido de carbono y ácido sulfhídrico, origina la presencia de olores muy desagradables, razón por la cual se requiere de otro tratamiento para eliminar esta dificultad y poder usar el agua en actividades cotidianas. En estas lagunas es necesario hacer el retiro del lodo en periodos de 1 a 10 años (76).
3. **Lagunas de estabilización anaerobias.** Ofrecen ciertas ventajas en comparación con otros sistemas. Por un lado, no requieren presencia de oxígeno, además de que son muy efectivas para la disminución de las poblaciones potencialmente patógenas y por último, el volumen de lodo residual es menor en comparación con el producido por los sistemas aereados (81).
4. **Lagunas aerobias.** Soportan cargas orgánicas bajas, la materia biodegradable en suspensión o disuelta para transferirse requiere de la presencia de oxígeno molecular producido por las algas en la fotosíntesis y la transferencia del gas en la superficie del líquido (82).
5. **Lagunas aereadas.** Se utilizan comúnmente en lugares donde el espacio es reducido, en tal caso el oxígeno requerido es suministrado por medios mecánicos. Cuando el grado de mezcla

do es mínimo, los sólidos sedimentables forman una capa de lodo que sufre descomposición anaerobia, mientras que los microorganismos de la capa superior estabilizan la materia orgánica disuelta como en un sistema de lodos activados. El efluente en una laguna aerada puede contener una concentración significativa de sólidos suspendidos y si se requiere de un efluente de alta calidad, todos los sólidos deben de ser sedimentados.

SISTEMAS DE TRATAMIENTO CON CRECIMIENTO SOBRE UNA SUPERFICIE.

Esta clase de sistemas de tratamiento basa su funcionamiento en el hecho observado en la naturaleza de que los microorganismos (algas, bacterias y hongos) pueden crecer sobre una superficie que se encuentre sumergida en la corriente que lleve los elementos de los que se nutren dichos organismos.

Para propósitos prácticos este principio ha sido aplicado mediante la construcción de lechos empacados con piedras o algún otro material sintético (plástico) que proporcione una superficie considerable sobre la que tenga lugar el crecimiento microbiano. Una variante más reciente y económica la constituye el lograr el crecimiento microbiano en discos colocados paralelamente uno a otro, lo que proporciona una superficie de contacto de gran tamaño para la formación de la película microbiana. En ambos casos el espesor de la película está controlado -

por la velocidad con la que el fluido pase a través del lecho, evitando con ello la acumulación de flora microbiana poco activa.

Los ejemplos más comunes de este tipo de crecimiento los constituyen: Los filtros percoladores, los filtros rotatorios, etc.

Ecuaciones de diseño. Considerando el esquema mostrado en la Figura 28, puede observarse que no es un sistema muy estable, razón por la cual el desarrollo de una ecuación de diseño general no ha sido fácil, sin embargo, Atkinson y Eckenfelder han desarrollado la siguiente ecuación:

$$\frac{S}{S_0} = \text{EXP} \{-(fhk_0)WZ/Q\}$$

en donde: S_0 = Concentración de materia orgánica en la corriente de entrada (g/l).

S = Concentración de materia orgánica en la corriente de salida (g/l).

f = Constante de proporcionalidad.

h = Espesor de la película microbiana (m)

k_0 = Velocidad máxima de la ecuación de Monod (1/días).

W = Ancho de la sección en consideración (m).

Z = Profundidad del filtro (m).

Q = Flujo de alimentación al filtro (l/h).

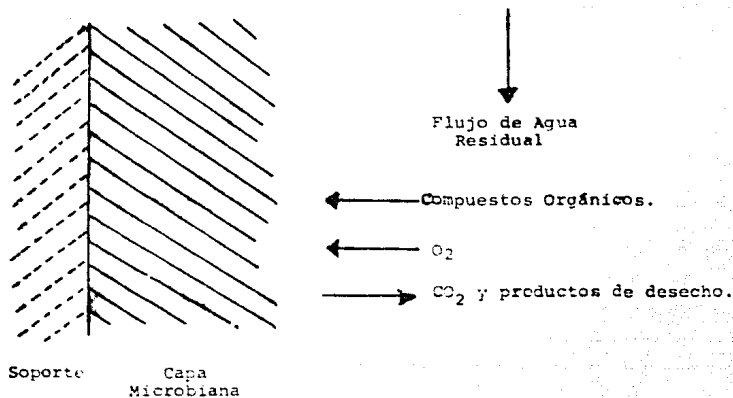


Fig. 28. Representación de un corte de un sistema con crecimiento sobre una superficie.

De la ecuación mostrada, el término fhk_0 , es una magnitud experimental que puede calcularse al graficar el logaritmo natural de S/S_0 contra WZ/Q para cada medio filtrante en particular.

Filtros de percolación.

Consisten de un lecho de material altamente permeable sobre el cual los microorganismos crecen y se adhieren para que el agua residual percole a través de ellos. El medio filtrante pueden ser rocas o material plástico que tiene tamaños que van de 25 a 100 mm de diámetro y la profundidad del lecho usualmente varía de 1 a 2 m. El agua tratada usualmente se colecta en la parte inferior del filtro y es enviada a un sedimentador para separar los sólidos en suspensión que pudiera llevar y poder al mismo tiempo recircular parte del líquido tratado.

La materia orgánica presente en el desecho es degradada por la población microbiana que se encuentra adherida a la superficie del medio filtrante, llevándose a cabo en condiciones aerobias en la parte externa y en condiciones anaerobias en parte cercana a la superficie. El espesor de dicha capa es controlado por la velocidad de flujo, así como por la resistencia mecánica que presenta la propia capa, siendo más débil cuanto más gruesa es, ya que cerca del medio filtrante existe la presencia del metabolismo endógeno, lo que provoca su desprendimiento y la formación de una nueva.

Las bacterias facultativas son los organismos predominantes en el filtro, los que junto con las aerobias y anaerobias degradan la materia orgánica, siendo las más comunes: *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* y *Alcaligenes*; en la parte inferior del filtro se encuentran *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, y cuando las condiciones son adversas, se tiene la presencia de *Sphacrotilus* y *Beggiatoa*.

Los hongos son también responsables de la degradación de la materia orgánica, aunque principalmente a pH's bajos y su crecimiento excesivo puede provocar la oclusión del filtro y la disminución de la ventilación.

Aunque las algas no son muy deseables en los filtros porque producen taponamiento, en las partes del filtro en contacto con la luz se encuentra crecimiento de los géneros *Phormidium*, *Chlorella* y *Ulothrix*.

Los protozoarios que juegan el mismo papel que en los lodos activados incluyen a los ciliados *Verticella*, *Opercularia* y *Epistylis*. Finalmente hay también la presencia de gusanos e insectos cuya presencia no es muy considerable.

Discos Biológicos Rotatorios.

Este tipo de sistema de tratamiento ha surgido como una alternativa más económica que los lodos activados para proporcionar un tratamiento efectivo a pequeños volúmenes de agua residual.

En los biodiscos (como también se les llama), el efluente a tratar se mueve lentamente a lo largo de un tanque de sección circular, transversalmente a cuyo eje se colocan baterías de discos rotativos con un eje común. Estos discos van girando lentamente, mientras mantienen aproximadamente 40% de superficie en contacto con la corriente del efluente, que se mueve de un extremo a otro del tanque. Mientras los discos giran el efluente impregna la superficie de los mismos, formándose una película que, merced al giro, va estando en contacto con el aire, provocando con ello que el oxígeno se transfiera a la película y dé lugar a la biooxidación de la materia orgánica.

Su principal ventaja radica en que evitan los gastos de bombeo que otros sistemas tienen, ya que la caída de presión en los discos es mínima, y sólo se precisa de un pequeño motor para hacer girar el eje de los discos.

Desde el punto de vista microbiológico, son similares a los filtros de percolación.

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES QUE CONTIENEN FENOL Y COMPUESTOS RELACIONADOS.

SUSCEPTIBILIDAD DE LOS COMPUESTOS FENÓLICOS A SER DEGRADADOS.

Hoy en día, los avances en la biotecnología permiten la re moción de casi cualquier contaminante que se encuentre en las aguas residuales, siempre y cuando se presenten las condiciones necesarias. Sin embargo, en muchas ocasiones la remoción de los contaminantes no resulta nada fácil y, consecuentemente, los costos que involucran a todo el proceso de remoción se elevan.

Durante la remoción de los contaminantes, los sistemas de tratamiento utilizan ya sea fenómenos químicos o de tipo biológico para lograr su objetivo de depuración. De los sistemas existentes, son los que utilizan fenómenos biológicos los que se prefieren para al tratamiento de desechos que involucran compuestos tóxicos como lo es el fenol y derivados.

La dificultad para remover un compuesto de un agua residual, reside principalmente en la magnitud tóxica que presente cuando entra en contacto con el sistema biológico. Sin embargo, pese a que el fenol y derivados resultan muy tóxicos cuando se encuentran en contacto con el hombre, se ha podido comprobar en innumerables estudios que ellos poseen cierta susceptibilidad a ser

degradados por ciertos microorganismos. En realidad, esta disponibilidad para la biodegradación es común para una amplia gama de compuestos de estructura similar.

Ya desde mediados del presente siglo habían aparecido publicados los primeros trabajos en los que se establecía la certeza de la biodegradabilidad de los compuestos fenólicos (6). De hecho, en Inglaterra, en 1955, se determinó la velocidad de biodegradación microbiana de compuestos fenólicos (54). Gibson (46), describe la degradación microbiana de compuestos aromáticos y apunta que pese a la gran estabilidad que presenta el -- anillo bencénico, merced a la gran energía de resonancia que -- posee, éste puede ser degradado por algunos microorganismos en condiciones adecuadas. Las pruebas que indican que los compuestos aromáticos sufren degradación microbiana, fueron establecidas al identificar los intermediarios de las reacciones de algunos compuestos. Además de los trabajos de Gibson, Cerniglia (23) demuestra que los compuestos aromáticos en general, y los fenoles en particular, pueden ser degradados por algunos microorganismos; existe una gran variedad de estudios reportados que apoyan esta aseveración.

Nilson (93), reportó la degradación de compuestos fenólicos por Pseudomona pútida ATCC 11172, quien los utilizó como -- única fuente de carbono y energía. La degradación de fenol por microorganismos de esta especie también ha sido reportada por otros investigadores (123, 33). La remoción de compuestos fenólicos substituidos principalmente por halógenos, también ha sido

ampliamente reportada. Se ha demostrado, por ejemplo, la capacidad de Flavobacterium sp. para remover compuestos fenólicos mono y disustituidos. Dicho microorganismo había sido previamente expuesto a pentaclorofenol (51, 12, 60). Wiggins, reportó también la degradación de p-nitrofenol por Flavobacterium sp., en un estudio realizado para explicar el periodo de aclimatación que precede a la mineralización de un compuesto orgánico.

No obstante la gran cantidad de trabajos referidos a la biodegradabilidad de compuestos fenólicos, muy pocos de ellos se ocupan de la explicación de las rutas metabólicas, y sí en cambio, tratan otros tópicos relacionados, como lo es la cinética de degradación, sistemas de tratamiento, influencia de la exposición a un compuesto relacionado, etc.

DEGRADACIÓN DE COMPUESTOS FENÓLICOS POR DIFERENTES MICROORGANISMOS.

Los compuestos fenólicos están considerados dentro del grupo de los llamados compuestos aromáticos. Bajo esta consideración se mencionan, a continuación, las reacciones metabólicas que sufren estos compuestos cuando entran en contacto con diferentes sistemas biológicos.

Los trabajos realizados por Gibson y Cerniglia sientan las bases que explican los caminos metabólicos que observa el proce

so de biodegradación de los compuestos aromáticos. No obstante, los autores consideran de manera general el metabolismo de todos los compuestos aromáticos, por lo que es necesario hacer algunas precisiones al respecto. Primero, los caminos propuestos pueden no explicar algunos casos aislados, o puede en su defecto, llevarse de una forma incompleta. Esta consideración es importante, pues Gibson señala que el primer paso para la biodegradación de un compuesto aromático, es la hidroxilación del anillo bencénico como un paso previo para la ruptura del anillo. Sin embargo, en este trabajo se están considerando compuestos fenólicos quienes como es obvio, ya se encuentran hidroxilados, razón por la cual el proceso de biodegradación de este tipo de compuestos puede partir de otra etapa.

La degradación de los compuestos fenólicos vía el metabolismo aerobio, observa en primera instancia, la oxidación del compuesto en cuestión hasta el correspondiente cis-dihidrodiol (46). Este compuesto es formado vía una reacción enzimática que es en verdad un complejo, en donde la oxigenasa terminal es una sulfoproteína, quien tiene como centro activo a un ión férrico. Se ha establecido, por otra parte, que el término monooxigenasa se aplicará a aquella enzima que incorpore sólo un átomo de oxígeno a la molécula sustrato, y en su defecto, cuando la enzima incorpore los dos átomos de oxígeno, se propone el nombre de dioxigenasa (23).

Posteriormente, el cis-dihidrodiol así producido, es rearomatizado (restauración del sistema de dobles ligaduras en el -

anillo) por medio de una dihidrogenasa específica para producir un derivado hidroxilado (46). Posteriormente, una fuerte oxidación del *cis*-dehidrodíol rearomatizado, induce la formación de los catecoles, compuestos que actúan como sustratos para la acción de otra dioxigenasa que produce la ruptura del anillo benzenico (23).

El catecol puede ser oxidado vía el camino orto, el cual involucra el rompimiento del anillo entre la unión de dos átomos de carbono que soportan los grupos substituyentes. El producto formado es un *cis*-*cis*-muconato. Mediante este mecanismo el producto final será acetil CoA y succinato (23). Como las enzimas participantes en esta ruta son oxigenasas, la ruta, desde luego, es aerobia.

El catecol puede sufrir también oxidación vía el camino meta, en donde el rompimiento de la unión ocurre entre el átomo de carbono y el grupo hidroxilo. El producto así formado es un semialdehído y el piruvato. La fig. 29 esquematiza las rutas metabólicas que presentan los compuestos aromáticos.

La descripción del metabolismo microbiano por la vía anaeróbica de los compuestos aromáticos, aún no se establece con precisión. No obstante, se ha demostrado que bajo condiciones adecuadas, los compuestos aromáticos pueden ser degradados (21, - 140, 87).

Debido a los requerimientos de oxígeno molecular para la degradación de los compuestos aromáticos por la ruta aerobia, estos han sido considerados como refractarios, es decir, resis-

tentes a la biodegradación. Sin embargo, recientemente se ha descrito en la literatura el metabolismo microbiano de compuestos aromáticos (generalmente benzoato) bajo condiciones anaerobias. Healy y Young (50), ensayaron la biodegradabilidad de once compuestos aromáticos bajo estrictas condiciones metanogénicas. Ellos encontraron una transformación estequiométrica hasta metano y dióxido de carbono, indicando este hallazgo, que la ruptura del anillo bencénico y una amplia mineralización estequiométrica del fenol y el catecol ocurre por la vía anaeróbica.

De la misma manera, la mineralización de algunos compuestos fenólicos substituidos también ha sido reportada ampliamente (18, 43). Algunas otras investigaciones para la remoción de compuestos aromáticos vía la ruta anaeróbica, también han salido a luz; por ejemplo, bajo condiciones de nitrato reducido y metanogénesis. Fedorak y Hurdey (43), determinaron los posibles caminos que pueden seguir los procesos biodegradativos de algunos alquiflenoles en condiciones anaeróbicas, considerando el esquema de la Fig. 30.

Dicho esquema sugiere la presencia de tres distintas poblaciones microbianas. En la fase no metanogénica, se encuentran tanto las bacterias degradadoras de compuestos fenólicos como las que no degradan. La fase metanogénica agrupa sólo las bacterias productoras de metano.

Young, L.Y. y Rivera, M.D. (140), en un estudio para analizar la remoción de compuestos fenólicos bajo condiciones metanogénicas, describen de una forma más detallada las posibles rutas me-

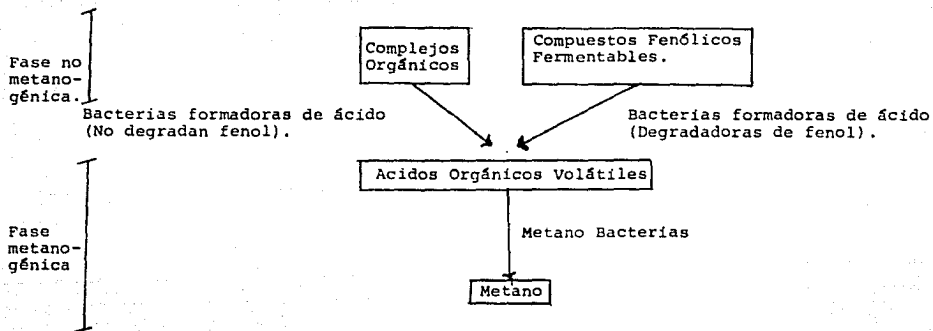


Fig. 30. Caminos que pueden seguir los procesos biodegradativos de algunos alquilfenoles en condiciones anaeróbicas.

tabólicas por las que esos cuatro compuestos (fenol, p-cresol, fluoroglucinol e hidroquinona), posiblemente son degradados. Para comenzar los fenoles sustituidos sufren la remoción de los grupos substituyentes para simplificar el compuesto inicial en fenol. La etapa siguiente es la ruptura del anillo y la formación de los precursores del metano.

De acuerdo a lo propuesto por Evans (41), el anillo del fenol es saturado produciendo ciclohexanol y ciclohexanona. En algunos sistemas aneróbicos ha sido observado que la ciclohexanona sufre una ruptura del anillo mediada por una enzima no oxidativa, produciendo como metabolitos a los ácidos orgánicos, - los cuales son rápida y fuertemente metabolizados hasta los productos finales, metano y dióxido de carbono. Evans reportó que el catecol (2-hidroxifenol) es metabolizado por ese camino. De hecho, la deshidroxilación anaeróbica junto con la desmetilación, han sido observadas en el sistema gastrointestinal de mamíferos. En contraste con los caminos metabólicos propuestos para el catabolismo de compuestos fenólicos, se ha reportado - que el metabolismo del floroglucinol por una bacteria fotosintética también produce la ruptura del anillo (41). De esto podríamos nosotros esperar que existe más de un mecanismo que explique razonablemente el metabolismo anaeróbico de los compuestos aromáticos. (41).

El metabolismo anaeróbico de fenoles sustituidos observa cierto paralelismo con el que sufren los compuestos aromáticos monocíclicos de tipo ácido; estos parecen sufrir como primer pa

so, la remoción de los sustituyentes del anillo bencénico y una posterior simplificación, en este caso benzoato, antes de sufrir las reacciones comunes a la degradación anaeróbica descrita (52,116). La dechloración anaeróbica del anillo aromático - previo a la ruptura del anillo ha sido observada para benzoatos clorados.

Los hongos oxidan los hidrocarburos aromáticos vía una monooxigenasa del complejo enzimático P-450 o una epoxihidrolasa, hasta formar el correspondiente trans-dihidrodiol (46). Esta reacción es similar a la que ocurre durante el metabolismo de los mamíferos.

En la actualidad no se ha reportado si los hongos utilizan a los hidrocarburos aromáticos como una fuente de carbono y energía. Por otra parte, existe una variedad importante de hongos que poseen la capacidad enzimática como para utilizar esos compuestos como alimento, cuando crecen sobre una fuente alternativa de carbono. Los compuestos producidos son metabolitos - no tóxicos.

Parece que los hongos hidroxilan hidrocarburos aromáticos como un paso previo a la destoxificación, al igual que durante el metabolismo de los mamíferos, mientras que la bacteria oxida hidrocarburos aromáticos hasta compuestos hidroxilados como un paso previo a la ruptura del anillo bencénico, condición necesaria para la mineralización total. La Fig. 31 representa de una forma gráfica el metabolismo de los compuestos aromáticos llevada a cabo por los hongos.

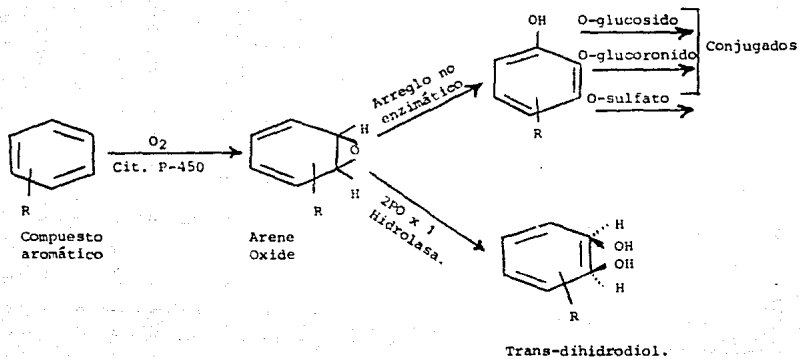


Fig. 31. Metabolismo de compuestos aromáticos por hongos.

Es importante hacer una consideración acerca de la diferencia entre el metabolismo microbiano y el de los mamíferos superiores en relación a su evolución cuando entra en contacto con sustancias tóxicas. Carniglia describe el metabolismo de algunos compuestos policíclicos aromáticos, considerando el microorganismo que lo efectúa. Así, explica el destino que tienen los compuestos policíclicos aromáticos al verse involucrados en el proceso de destoxificación que los organismos mamíferos poseen. Y aquí es necesario recalcar la diferencia fundamental entre el metabolismo enzimático de mamíferos y el metabolismo microbiano. En el primero, el sistema enzimático de los mamíferos se activa como una respuesta natural para destoxificar al organismo, en tanto que las bacterias y algunos hongos, reconocen enzimáticamente a los compuestos fenólicos como una fuente de carbono y energía. En la Fig. 32 se muestran las rutas metabólicas del metabolismo enzimático de los mamíferos. Se puede observar cómo se activa el mecanismo de destoxificación, o en su defecto, cómo se inician los males carcinogénicos.

SISTEMAS DE TRATAMIENTO MÁS EMPLEADOS PARA LA REMOCIÓN DE COMPUESTOS FENÓLICOS.

El fenol y compuestos relacionados son considerados como compuestos tóxicos prioritarios, y en consecuencia mucha aten--

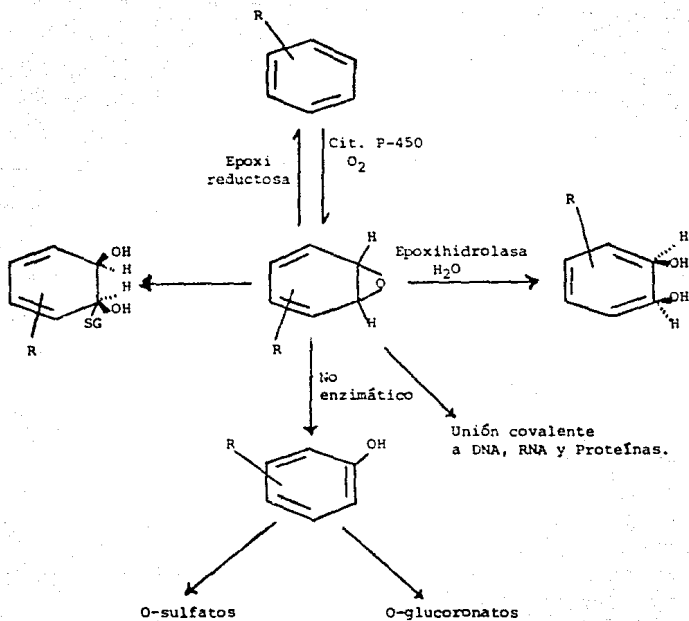


Fig. 32. Metabolismo de compuestos aromáticos por mamíferos.

ción ha sido puesta para la depuración de las aguas de desecho que los contienen.

Para comenzar, los tratamientos mecánicos o por coagulación no tienen efecto para la remoción de los compuestos fenólicos. Los lodos activados son el proceso por el que comúnmente se depura las aguas contaminadas con compuestos fenólicos. No obstante, y muy recientemente, los investigadores han vuelto la mirada hacia los sistemas de tratamiento que utilizan los sistemas anaeróbicos para la remoción de fenoles. Debido a que frecuentemente algunos compuestos fenólicos son vertidos, ya sea de forma accidental o deliberadamente, a las aguas superficiales, muchos trabajos de investigación se han enfocado hacia esa dirección, para caracterizar los mecanismos de biodegradación de los compuestos fenólicos en ese medio.

El fenol y compuestos relacionados, pese a su toxicidad, son de los compuestos que más han sido utilizados para la investigación de los fenómenos ocurridos durante la degradación. Ya desde 1929, Mohlman reportó que niveles bajos de fenol pueden ser tratados adecuadamente por medio de un lodo activado. Capstay et al., (22), reportó también, que una planta de lodos activados alimentada con una concentración de 1,000 mg/l de fenol y operada con un tiempo de retención hidráulico de 24 hrs., producía un agua residual concentrada con una concentración de 0.5 mg/l. Kostembader y Flecksteiner (73), reportaron niveles bajos de fenol (menos de 1 mg/l) para el tratamiento biológico de éste en muestras colectadas de una planta de coke. Otros -

autores también han reportado resultados satisfactorios en la -
remoción de compuestos fenólicos (51, 12). Sin embargo, y pese
a los buenos resultados reportados por algunos investigadores,
ha habido otros que consideran, previa experimentación, que el
fenol a altas concentraciones produce efectos inhibitorios al -
sistema biológico (100).

Holladay et al., (54) comparó el funcionamiento de tres -
reactores biológicos, un tanque agitado, un lecho fluidizado y
un lecho empacado. Dichos investigadores concluyeron que el lo
do activado era el proceso menos deseable de los tres, ya que -
era el que exhibía las velocidades de degradación más bajas y,
además, sufrió de alteraciones durante el proceso.

Rozich desarrolló un método para predecir el comportamien-
to de un lodo activado tratando desechos fenólicos. Estableció
un modelo basado en la ecuación de Haldane, como una relación -
entre la velocidad de crecimiento específica y la concentración
de sustrato. Encontrando que el modelo predecía adecuadamente
la concentración de la biomasa en el reactor, producción de lodo
de desecho y concentración de la DQO en el efluente. Sin embar-
go, el modelo predecía concentraciones de fenol en el efluen-
te del reactor más altas de lo que en realidad eran, esta dife-
rencia según ellos, era debida probablemente a una mala planea-
ción del experimento.

Generalmente, las aguas de desecho vertidas por las indus-
trias son muy concentradas en compuestos tóxicos. Para que di-
chos compuestos puedan ser removidos adecuadamente, es necesario

suministrarles un co-substrato para una satisfactoria biodegradación. Así, Gauthier (44), estableció la posibilidad de usar combinaciones de aguas de desecho de una planta siderúrgica y una planta tratadora de coke. La instauración de este mecanismo de remoción para el tratamiento de desechos tóxicos, es consecuencia de la baja disponibilidad a la degradación por medio de un lodo activado, de las aguas de desecho que contienen grandes cantidades de amoníaco. Ellos encontraron que combinaciones adecuadas de las aguas de desecho de estos dos tipos de plantas industriales, pueden aliviar favorablemente la poca reactividad de las aguas que contienen amoníaco.

En una serie de trabajos realizados por Beltrame (15, 12, 13, 14) demostró que cuando el fenol es degradado de acuerdo a una cinética de primer orden, la inhibición del sustrato puede ser evitada con 2,4 diclorofenol. El mismo autor, en otro trabajo realizado bajo los mismos lineamientos, usó un sistema de lodos activados tipo flujo continuo de mezclado completo, para evidenciar la inhibición producida por el fenol. Para esto usó una mezcla de fenol y 2,4 diclorofenol a razón de 1:1 en términos de carbono, encontrando que la degradación se lleva a cabo adecuadamente sin signo alguno de inhibición.

Por otra parte, se sabe que las aguas de desecho de un ingenio siderúrgico, contienen normalmente altas concentraciones de compuestos fenólicos, por lo que el sistema de tratamiento de elección es un proceso de lodos activados. Este tipo de aguas de desecho por sus características, requiere de un pretra

tamiento antes de que se inicie de lleno el proceso de remoción. La adición de carbón activado al sistema de tratamiento es una acción común para lograr mejores resultados de remoción. El mecanismo por el cual el carbón activado en polvo (PAC) aumenta la actividad de un sistema de lodos activados ha sido el objetivo de muchas investigaciones en la década pasada (26).

Tal parece que durante el funcionamiento de un sistema de lodo activado enriquecido con carbón activado en polvo, se establece un mecanismo sinérgico, esto es, el efecto total de la adsorción del carbón y la actividad biológica en forma conjunta, es más grande que la suma de los efectos de ellos en forma independiente. El origen de este efecto sinérgico ha sido atribuido a la estimulación de la actividad biológica a través de la remoción de sustancias inhibitorias o en su defecto, a la regulación de la concentración de los nutrientes. También ha sido considerado como un fenómeno participativo en el proceso de la biorregeneración de la capacidad adsorptiva del carbón activado en polvo. La importancia relativa de este mecanismo sinérgico, parece depender enormemente de las características del agua de desecho y a la naturaleza de los microorganismos que producen la biomasa. La remoción de las sustancias inhibitorias y la biorregeneración, aparentemente son los fenómenos más importantes considerando el tratamiento de aguas residuales de composición compleja a través de un sistema de lodos activados (19, 125, 114).

La biorregeneración es el proceso por el cual los compues-

tos orgánicos adsorbidos son disponibles para la biodegradación, renovando de esta forma la capacidad adsorptiva del carbón activado. Dos mecanismos son altamente dependientes de este proceso de biorregeneración: el aumento en la concentración y el paulatino contacto de biodegradación, esto presumiblemente debido a que la bacteria utiliza el sustrato adsorbido sobre la superficie del carbón activado. Los compuestos orgánicos adsorbidos pueden ser removidos también, por desorción, por la asimilación directa de la bacteria o por ataque enzimático directo. El fenol es de los compuestos que pueden ser removidos a partir de la superficie del carbón activado, sin embargo, para algunos sustratos complejos, la cantidad de biorregeneración parece ser limitada, debido muy probablemente a que esos compuestos son adsorbidos irreversiblemente, de tal forma que se ha llegado a especular que biorregeneración está controlada por reversibilidad de la adsorción (89).

En otros estudios, que utilizaron los sistemas de lodos activados para observar la biodegradabilidad de aguas de desecho que contienen pentaclorofenol (51), se encontró una progresiva disminución de PCP en el efluente, a grado tal que la concentración de éste a los dos días alcanzaba la concentración al estado estacionario. Estas observaciones fueron hechas después de de la adición de un cultivo de Artrhobacter al 10%.

Los estudios realizados para observar la disponibilidad a la remoción de fenoles clorados han sido numerosos. En la Universidad de Purdue se ensayó la capacidad de remoción de un lo-

el fenol, podría ser medido por el grado de purificación producido y por los costos de mantenimiento, operación y capital invertido en el sistema de tratamiento. Otra medida relativa de la efectividad de un proceso puede ser obtenida midiendo la velocidad de carga de fenol, BOD, COD y TOC en el sistema. Una velocidad de carga volumétrica alta, acoplada con una efectiva reducción en la concentración de contaminantes, podría indicar velocidades biocinéticas completas y rápidas y, consecuentemente, un volumen de reactor más pequeño y un proceso más económico.

Los datos de la Tabla 22, representan un resumen de la velocidad de carga volumétrica del proceso y la eficiencia de tratamiento resultante obtenidos de algún proceso biológico que tratan aguas de desecho relacionadas con el fenol. Los primeros cinco casos de la tabla representan los datos del funcionamiento de un reactor anaeróbico empacado con carbón activado, en el cual existen dos columnas (Fig. 33) operadas en serie cada una, previendo un tiempo de contacto con el carbón activado granular y el lecho de vaciado de 9.30 hrs.

Los datos del funcionamiento de dos procesos de lodos activados que tratan soluciones sintéticas relacionadas con el fenol a concentraciones de 350 y 1,400 mg/l, están dados en los casos numerados del 11 al 16 de la Tabla 22.

Por último, los datos de efectividad de los procesos que tratan aguas de desecho provenientes de la gasificación del carbón, están dados en los últimos cuatro casos de dicha tabla.

do activado. Se encontró un 68% como valor máximo de la capacidad depuradora del sistema, el cual había sido alimentado con una concentración de 10 mg/l día, de pentaclorofenol marcado con ^{14}C (60). En otro estudio realizado por el mismo grupo (00), reactores de lodos activados de flujo continuo, trabajando con grandes tiempos de residencia celular, mejoraron la remoción de PCP en más del 96% a partir de aguas de desecho que contenían de 20 a 60 y 17.6 mg/l de pentaclorofenol.

Dust y Thompson (36), usaron unidades de lodos activados para ensayar también la biodegradabilidad del pentaclorofenol. Durante la experimentación utilizaron mezclas desde 5.8 a 12.5 mg/l de PCP y aproximadamente 2,400 mg/l de COD. Después de un periodo de aclimatación, dos de las unidades removieron 79 y 92% de PCP al inicio, pero sus eficiencias de remoción disminuyeron a 22 y 44% respectivamente, en un mes. La tercera unidad, inicialmente removió sólo un promedio de 35% de la cantidad suministrada de PCP, pero después de alimentar al sistema sólo agua de desecho por un periodo de cinco días, el reactor removió un promedio de 94% de PCP durante el resto del estudio. En una cuarta unidad durante la misma experimentación, se mantuvo un porcentaje de remoción del 93% a partir del quinto día en un intervalo de un mes y medio. A partir del día 46, la carga de PCP fue incrementada a 10 mg/l por dos días, llegando a 40 mg/l en el día 50. Los porcentajes de remoción fueron: 95% a 20 mg/l, 97% a 30 mg/l y 99% a 40 mg/l de PCP.

No obstante los excelentes resultados obtenidos a nivel la

boratorio, en plantas de tratamiento verdaderas se han observado porcentajes de remoción más bajos que los observados. Por ejemplo, en una planta de lodos activados de aereación extendida, se logró sólo un 35% al 58% de la remoción de la concentración de PCP alimentada al influente a razón de 8.5 mg/l. En este estudio la operación del sistema fue en dos etapas (71).

Según Hickman (51), las causas de que los sistemas de lodos activados presenten bajos promedios de remoción es debido - muy probablemente a la adsorción de éste por los lodos del sistema. Tal conclusión fue hecha a raíz de observar que parte - del PCP alimentado fue detectado en los lodos de desecho. El mismo autor (51), en sus estudios realizados para determinar la influencia del periodo de aclimatación sobre los efectos de la sobrecarga de PCP, encontró que efectivamente, la introducción de niveles bajos de PCP a un lodo activado, ofrece protección - al sistema de la sobrecarga de PCP. Asimismo, la aclimatación de un lodo activado a PCP protege al sistema de este contaminante.

Los procesos de tratamiento biológicos que utilizan la vía aeróbica para la remoción de compuestos fenólicos han sido ampliamente estudiados y reportados. Esos métodos reducen apreciablemente la demanda química de oxígeno (COD), carbón orgánico total (TOC) y por supuesto, a los fenoles. Sin embargo, las aguas de desecho relacionadas con los compuestos fenólicos normalmente contienen además de esos constituyentes, una gran variedad de compuestos orgánicos tóxicos (84). Se ha observado

la pobre remoción que observan las aminas aromáticas, tiofenos e hidrocarburos policíclicos cuando se utilizan procedimientos aeróbicos. Por si esto fuera poco, el tiocianato, cianuro y amoniaco, han sido considerados como inhibidores en los sistemas de lodos activados para la remoción de fenol.

Por otra parte, la necesidad de grandes tiempos de aereación en los procesos de tratamiento aeróbicos para modificar la concentración y composición de las aguas de desecho relacionadas con el fenol, coloca a esos procesos en desventaja por el uso amplio de la energía.

Hoy la tendencia es intensificar la depuración, reemplazando los reactores de cultivos libres, como los lodos activados, por reactores de células inmovilizadas. En los nuevos reactores, las células se fijan sobre una capa gruesa de un soporte granular resistente a la abrasión. Se trata de un sólido, bien de origen mineral, como la arcilla expandida o las cenizas aglomeradas, bien de origen orgánico, como el carbón orgánico granular. El agua contaminada circula a través de la capa. Las bacterias anidadas en las cavidades del soporte, preferentemente en los poros que tienen un diámetro comprendido entre una y cinco veces su tamaño. En cuanto a los soportes mismos, son bien fijos (lechos fijos) o bien en movimiento (lechos fluidizados). Esta segunda configuración favorece el contacto entre las células depuradoras y los contaminantes.

En este tipo de reactores (sean de lecho fijo o de tipo fluidizado), la concentración de bacterias ya no depende de las

posibilidades de decantación. Por otra parte, la superficie so
bre la que las bacterias pueden fijarse es considerable. Ello
permite tratar cantidades mayores de contaminantes que el estan
que de lodos activados: cinco veces más con los lechos fijos y
de diez a veinte veces más con los lechos fluidizados. Además,
desaparece la necesidad de separar el agua depurada de los micro
organismos depuradores, ya que estos permanecen fijos sobre el
soporte. Solamente tienen que evacuarse los lodos en exceso. -
Una vez sembrados, estos sistemas pueden aguantar durante lar
gos periodos sin ser alimentados y, por lo tanto, están muy bien
adaptados al tratamiento de contaminantes estacionales (61).

Los procesos de tratamiento que utilizan filtros anaeróbi
cos para la remoción de contaminantes, combinan las ventajas que
ofrecen estos en cuanto a la eficiencia en el uso de la energía
y la gran capacidad del carbón activado granular (GAC) para re
tener compuestos difícilmente degradables. El carbón activado
también proporciona una protección contra las sobrecargas absor
biendo la materia orgánica, manteniéndola fuera de la solución
durante el periodo en que aumenta la concentración de alimenta
ción y liberando los compuestos absorbidos cuando ésta disminu
ye.

Suidan evaluó el funcionamiento de los reactores GAC compa
rándolos con los sistemas de lodos activados, haciendo hincapié
en las consideraciones económicas.

Según el autor citado, la efectividad de un proceso bioló
gico para el tratamiento de aguas de desecho relacionadas con -

el fenol, podría ser medido por el grado de purificación producido y por los costos de mantenimiento, operación y capital invertido en el sistema de tratamiento. Otra medida relativa de la efectividad de un proceso puede ser obtenida midiendo la velocidad de carga de fenol, DBO, DQO y COT en el sistema. Una velocidad de carga volumétrica alta, acoplada con una efectiva reducción en la concentración de contaminantes, podría indicar velocidades biocinéticas completas y rápidas y, consecuentemente, un volumen de reactor más pequeño y un proceso más económico.

Los datos de la Tabla 22, representan un resumen de la velocidad de carga volumétrica del proceso y la eficiencia de tratamiento resultante obtenidos de algunos procesos biológicos que tratan aguas de desecho relacionadas con el fenol. Los primeros cinco casos de la tabla representan los datos del funcionamiento de un reactor anaeróbico empacado con carbón activado, en el cual existen dos columnas (Fig. 33) operadas en serie cada una, previendo un tiempo de contacto con el carbón activado granular y el lecho de vaciado de 9.30 hrs.

Los datos del funcionamiento de dos procesos de lodos activados que tratan soluciones sintéticas relacionadas con el fenol a concentraciones de 350 y 1,400 mg/l, están dados en los casos numerados del 11 al 16 de la Tabla 22.

Por último, los datos de efectividad de los procesos que tratan aguas de desecho provenientes de la gasificación del carbón, están dados en los últimos cuatro casos de dicha tabla.

TABLA 22
Características de varios procesos en Tratamiento de Fenol.

	Carga volumétrica de fenol kg/m ³ .d	Carga volumétrica de DQO kg/m ³ .d	Carga volumétrica de COT kg/m ³ .d	Concentración del efluente.	Reducción en fenol %	Reducción en DQO %	Reducción en COT %
1 (a)	0.52	1.32	0.48	15.00	92.50	80.27	70.27
2 (a)	1.03	2.70	0.97	0.80	99.80	92.72	92.31
3 (a)	2.58	7.80	2.41	20.90	97.91	87.06	82.32
4 (a)	0.52	7.72	2.62	0.40	99.80	86.02	86.18
5 (a)	1.03	9.33	2.92	8.40	97.90	90.34	81.20
6 (b)	0.26	0.66	0.24	0.18	99.91	87.11	86.49
7 (b)	0.52	1.35	0.49	0.00	100.00	94.64	94.16
8 (b)	1.29	3.90	1.21	0.00	100.00	90.73	86.71
9 (b)	0.26	3.86	1.31	0.26	99.87	97.32	92.10
10 (b)	0.52	4.67	1.46	0.40	99.90	93.16	90.38
11 (c)	0.35	0.93	0.26	--	--	94.90	94.70
12 (c)	0.35	0.93	0.26	--	--	94.90	95.00
13 (c)	0.35	0.93	0.26	--	--	94.90	91.20
14 (d)	1.40	3.72	1.04	--	--	98.00	97.00
15 (d)	1.40	3.72	1.04	--	--	97.50	--
16 (d)	1.40	3.72	1.04	--	--	97.00	97.00
17 (e)	0.48	--	--	2.90	98.99	--	--
18 (f)	0.20	--	--	1.60	99.27	--	--
19 (g)	0.27	0.76	0.46	65.00	94.03	91.24	60.99
20 (h)	0.18	0.50	0.31	65.00	94.03	92.99	71.06

(Continua..)

TABLA 22

Características de varios procesos en Tratamiento de Fenol
(Continuación)

Notas:

Medidas de DBO_5 :

- (a) Agua residual sintética. 9.30 horas con un filtro de lecho de contacto de lodos con carbón activado.
- (b) Agua residual sintética. 18.6 horas en un filtro de lecho de contacto de lodos con carbón activado.
- (c) Agua residual sintética, lodos activados de 24 horas. 5, 10 y 15 días de edad de los lodos respectivamente.
- (d) Agua residual sintética. lodos activados de 24 horas. 5, 10, 15 días de edad de los lodos respectivamente.
- (e) Efluente de planta de coque, lodos activados de 13.8 horas. 41 días de edad de los lodos.
- (f) Efluente de planta de coque. Lodos activados de 24 horas. 18 días de edad de los lodos.
- (g) Agua residual de gasificación de carbón. Lodos activados de 4 días. 18 días de edad de los lodos.
- (h) Agua residual de gasificación de carbón, lodos activados de 6 días. 15 días de edad de los lodos.

Los datos observados ilustran claramente que los biorreactores anaeróbicos empacados con carbón activado son comparables, si no superiores, a los procesos de lodos activados que tratan aguas de desecho relacionadas con el fenol. La velocidad de captación del fenol parece ser mayor en caso de los filtros anaeróbicos que en los procesos aeróbicos de crecimiento suspendido.

Otras ventajas atribuidas a los biorreactores anaeróbicos empacados con carbón activado para el tratamiento de aguas de desecho relacionadas con el fenol se mencionan a continuación:

- La velocidad de producción de lodo es baja y atribuida a la degradación anaeróbica de la materia. Esto es cierto sobre todo si se compara con los procesos aeróbicos.
- Los sistemas de tratamiento aeróbico con crecimiento suspendido, tienden a desestabilizarse cuando se presentan las sobrecargas transitorias de los compuestos fenólicos. En el caso del carbón activado granular, este asimila tales sobrecargas y, consecuentemente, estabiliza el proceso durante el tratamiento de aguas de desecho que se caracterizan por poseer una concentración variada.
- Los biorreactores anaeróbicos pueden producir un excedente de energía durante el proceso, mientras que un lodo activado en general, y uno de aereación extendida en particular, requieren de una cantidad de energía para poder funcionar.

Otras ventajas que presentan los reactores anaeróbicos en cuanto a un ahorro en la economía se mencionan a continuación:

- La vida de uso del carbón activado granular en el reactor anaeróbico es muy grande, tanto que se han reportado periodos de uso de aproximadamente 76.5 días sin un deterioro aparente (92).
- Un tiempo de contacto en el reactor anaeróbico de 9.3 hrs., es suficiente para el tratamiento de aguas de desecho relacionadas con el fenol a concentraciones de 200 a 1000 mg/l de fenol.
- La capacidad adsorptiva del fenol es aproximadamente de 0.236 g/g (128).

En los últimos tiempos el uso de filtros anaeróbicos para la remoción de contaminantes relacionados con el fenol ha sido muy socorrido debido a las innumerables ventajas que se han mencionado. Por ejemplo, Khan et al. (64), utilizaron filtros anaeróbicos empacados con carbón activado granular (GAC) para el tratamiento de aguas de desecho que contenían compuestos fenólicos. Para sus experimentos, estos investigadores ocuparon dos reactores anaeróbicos con tres columnas empacadas con GAC cada uno. El fenol y la glucosa fueron usados como principales fuentes de carbono. Una de las columnas del primer reactor, trató substratos relacionados con la glucosa a una concentración de 2,000 mg/l. El otro reactor trató desechos fenólicos a razón de 200, 400 y 1,000 mg/l. El primer reactor posteriormente fue

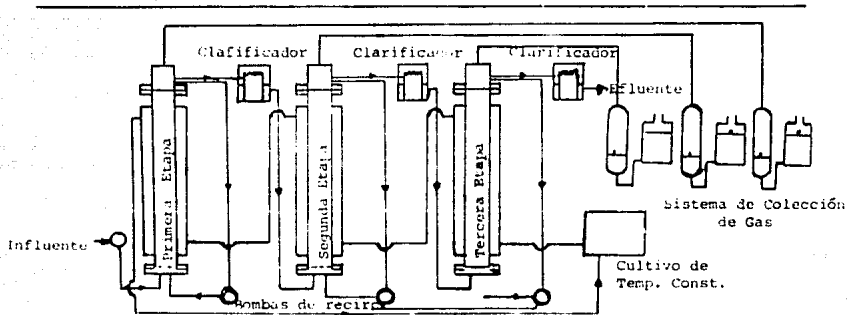


Fig. 33. Diagrama de un Filtro Anaeróbico en 3 etapas.

alimentado con 2,000 mg/l de glucosa y 200 y 400 mg/l de fenol.

Los resultados indican que el reactor alimentado con glucosa fue muy poco eficiente en la remoción del contenido orgánico. Ellos encontraron asimismo, que un tiempo de contacto con el lecho de 9.30 hrs., es suficiente para lograr la reducción de las concentraciones de carbón orgánico total y de la demanda química de oxígeno en 92 y 94%, respectivamente.

Por otra parte, fueron alimentados substratos relacionados al fenol a razón de 200 mg/l. Durante los primeros 135 días de operación muy poca actividad biológica o producción de metano fue observada. Durante esta etapa del experimento se encontró que el fenol fue removido por adsorción sobre el medio de carbón activado. Sin embargo, después de este periodo, se evidenció la biorregeneración del carbón activado por la detección de la producción de gas. Las condiciones del estado estacionario fueron alcanzadas después del día 240 de operación continua. Durante esta etapa, la primera columna anaeróbica redujo DQO, COT y fenol en promedios de 70, 80 y 93% respectivamente. El sistema completo (el reactor y sus tres columnas) redujo esos mismos parámetros en 91, 86 y 99.5%, respectivamente.

Cuando se incrementó la cantidad de fenol alimentado a 400 y 1,000 mg/l, se registró inmediatamente un incremento en la producción de gas.

Suidan et al. (127), utilizaron reactores similares a los usados por el autor citado anteriormente. Ellos utilizaron dichos reactores para la remoción del catecol y o-cresol. Al igual

que Khan, obtuvieron resultados muy satisfactorios. Basados en esos resultados se proponen las siguientes consideraciones:

1. Los coeficientes de producción de biomasa producida, DQO, - obtenidos de este sistema de tratamiento, fueron del orden de 11-15%. Este porcentaje de producción de lodo representa un ahorro en la producción de éste, sobre todo si se compara con los porcentajes de 50-60% que normalmente se encuentran en los procesos de tratamiento biológico que utilizan la vía aeróbica.
2. El reactor utilizado produce una cantidad de metano equivalente a 2.21 Kcal/g de DQO introducido dentro del sistema de tratamiento. Por otro lado, si tomamos en cuenta que para el tratamiento de 1 gramo de DQO en los sistemas aeróbicos se gastan aproximadamente 2.36 Kcal (129). De esta forma el ahorro neto de energía por un reactor anaeróbico de este tipo sería de 4.57 Kcal/g DQO. Sin embargo, los procesos de tratamiento anaeróbicos, requieren de aproximadamente 1 Kcal/l para elevar la temperatura de las aguas de desecho a 35°C, temperatura a la cual el sistema de tratamiento trabaja óptimamente. Afortunadamente, esto no ocurre siempre, pues frecuentemente las aguas de desecho que contienen compuestos fenólicos y relacionados, provienen de plantas que normalmente vierten sus desechos a temperaturas mayores de 35°C.

Dichos autores obtuvieron una expresión matemática que representa la relación entre las características del agua de desecho y el uso de los filtros anaeróbicos:

$$0.000457 \text{ } ^\circ\text{C} - (35 - T) > 0$$

en donde: C = La concentración de DQO biodegradable en mg/l

T = La temperatura de agua de desecho en $^\circ\text{C}$.

Cuando la temperatura es mayor que 35°C , entonces el término entre paréntesis es cero.

3. Prácticamente no existió desgaste del carbón activado durante la operación normal de los reactores. Dichos resultados pueden traducirse en un ahorro económico muy importante en cuanto a la expedición de capital para la compra de carbón activado.

En otros estudios relacionados también con el uso de filtros anaeróbicos para la remoción de contaminantes tóxicos, se encontró que en la conversión del petróleo en productos gaseosos y líquidos, se producen aguas de desecho constituidas por compuestos fenólicos en porcentajes de entre 60 y 80%. Estas aguas de desecho normalmente son tratadas por métodos aeróbicos, pero recientemente se ha demostrado la biodegradabilidad de los constituyentes de estas aguas de desecho. De entre aproximadamente 28 constituyentes, unos diez de ellos están relacionados directamente con el fenol y de estos, el fenol, resorcinol y catecol son los más frecuentes y los que se encuentran a mayores -

concentraciones.

Blum et al. (19), ensayaron la capacidad de remoción de los filtros anaeróbicos (empacados con "piedras") y frascos séricos durante el tratamiento anaeróbico de las aguas de desecho provenientes de la industria de la conversión del petróleo. Ellos - encontraron que el fenol, resorcinol y catecol fueron convertidos hasta metano. Sin embargo, encontraron también, que existe una marcada diferencia entre las pruebas con filtros anaeróbicos y los frascos séricos, los primeros resultaron más eficientes debido a su capacidad de aclimatarse más rápidamente y también a soportar fluctuaciones en las concentraciones de alimentación de los compuestos fenólicos.

Debido al gran auge que ha tenido el uso de filtros anaeróbicos, muchas investigaciones recientes son dirigidas al estudio de los fenómenos existentes durante el proceso de tratamiento. Por ejemplo, se ha especulado mucho acerca de la actividad microbiana que ocurre en las columnas de los reactores GAC, ya - que una vez que se presente el fenómeno del biorregeneración, la vida de uso del carbón activado se puede prolongar. Además, la presencia de actividad microbiana proporciona al sistema una protección de las posibles fluctuaciones de las concentraciones en el influente.

Spittel et al. (119), ensayaron la biodegradabilidad de los fenoles substituidos en reactores GAC a bajas concentraciones. El estudio fue dirigido para observar las diferentes velocidades de biodegradación de los compuestos utilizados tanto en la fase

líquida (en solución) como en la interfase de adsorción. Ellos encontraron que el p-nitrofenol (PNP) y diclorofenol (DCP), - fueron rápidamente biodegradados en las columnas GAC, aún a concentraciones menores a 10 μ g/l. El pentaclorofenol (PCP) también fue removido, pero sus velocidades fueron menores. Cuando estos investigadores midieron la capacidad del sistema para de-gradar a los compuestos en la interfase, encontraron que el PNP observó una significativa remoción. Además, encontraron que una fracción importante de DCP, parece ser irreversiblemente adsorbida y en consecuencia, casi no se observó el fenómeno de biorre-generación para este caso. Esto, según los autores, parece ser la causa por la que la remoción del PCP observó velocidades más bajas.

Algunos problemas que interfieren en el funcionamiento óp-timo de estos sistemas de tratamiento, pueden ser atribuidos a la mezcla de contaminantes, quienes normalmente poseen propie-dades diferentes de disposición a la biodegradabilidad y sobre todo a la adsorción. Estas diferencias en su disposición a ser adsorbidos provoca que algunos compuestos de interés compitan - por los sitios de adsorción de la superficie del carbón activa-do.

Por otra parte, el uso de filtros anaeróbicos implica el conocimiento de las propiedades de los materiales que se usan para empacar la columna. Khan et al. (65), describe algunas de las características que deben tener los materiales de empaque; según ellos, los filtros anaeróbicos deben poseer en primer lu-

gar, una gran área superficial y una alta porosidad. Un área superficial grande es necesaria para aumentar la adherencia de la biomasa, mientras que un incremento en la porosidad disminuye el volumen requerido del filtro. Una porosidad alta también es necesaria para minimizar la obstrucción del filtro, la escasa circulación y otros problemas hidráulicos relacionados.

Se han propuesto una serie de hipótesis para explicar el papel de la superficie adsorptiva del carbón activado durante el tratamiento biológico. Se ha observado que las propiedades adsorptivas del GAC incrementan la cantidad y disponibilidad de la materia orgánica en la interfase líquido-sólido, estimulando de esta forma, la asimilación de esos compuestos y el crecimiento de los microorganismos. También se ha notado que el carbón activado proporciona un área superficial extensa para el soporte y crecimiento de los microorganismos.

No obstante las inmejorables ventajas que ofrece el uso del carbón activado granular para el empacamiento de los filtros anaeróbicos, los investigadores se han dedicado a buscar algún medio que supere en eficiencia al GAC. Khan comparó la eficiencia de los filtros anaeróbicos empacados con GAC unos, y con antracita otros, encontrando que los filtros anaeróbicos empacados con GAC lograron una conversión mejor de la demanda química de oxígeno (DQO), velocidades de producción de metano más altas y bajos valores de producción de biomasa.

Yost y Anderson (139), aseguran que debido a las diferencias que han existido en los reportes que tratan sobre las in-

teracciones sólido-fenol, es muy aventurado enunciar alguna teoría que explique satisfactoriamente todos los fenómenos que ocurren durante el proceso de remoción de contaminantes por medio de filtros anaeróbicos. Ellos también experimentaron la remoción de contaminantes por medio de filtros anaeróbicos, la única diferencia era que ellos utilizaron a la goethita (α -FeOOH) como medio de empaque, encontrando que la adsorción se presentó pero de manera insignificante.

El tratamiento de las aguas de desecho por medio de sistemas en los que se inmoviliza a las células está ganando terreno a los sistemas de crecimiento suspendido. Los sistemas de células inmovilizadas proporcionan una capacidad de fijar células a altas concentraciones, también mejora el tiempo de retención celular debido a su capacidad para la inmovilización de las células, protege además, de los efectos de la sobrecarga al sistema.

Las aplicaciones de los sistemas de células inmovilizadas son cada vez más numerosas. El uso de biodiscos, filtros goteadores, filtros anaeróbicos de lecho fijo y fluidizado han sido bien revisados (89).

El funcionamiento de los sistemas que utilizan células inmovilizadas en la etapa del estado estacionario, ya ha sido revisado con anterioridad, mientras que la conducta de esos sistemas en el estado no estacionario ha recibido poca atención. Worden y Donaldson (135), estudiaron el comportamiento de un reactor de lecho fluidizado durante su funcionamiento en el estado no estacionario para la remoción de fenol. Ellos encontra

ron que el biorreactor de lecho fluidizado que utilizaron, fue adecuado para el estudio realizado. Encontraron una respuesta dinámica del biofilm como consecuencia del aumento de la concentración de fenol en proporción con el aumento de éste. Un incremento pequeño en la concentración de fenol, aumenta la velocidad de reacción, mientras que para un incremento más grande, la velocidad inicialmente disminuyó. Estos resultados sugieren que el sistema se comporta de acuerdo a una cinética de inhibición.

Los experimentos dinámicos fueron comparados con un modelo matemático que está basado en los fenómenos de difusión y de reacción que ocurren en la película de crecimiento y en el líquido de mezcla. Estos autores concluyeron que durante la experimentación a pH constante, se podría describir adecuadamente el sistema usando una expresión cinética derivada de la ecuación de Monod con inhibición de sustrato por fenol. Sin embargo, en los experimentos dinámicos sin control de pH, provocó una disminución de ese parámetro en la fase líquida, lo que trajo como consecuencia la formación de regiones de amortiguamiento periódicas durante la valoración de la concentración de fenol y el estudio de las trayectorias de la velocidad de reacción.

Por otro lado, Kim et al. (70), observaron los fenómenos de adsorción, liberación y biorregeneración en un reactor anaeróbico fluidizado del carbón activado granular durante la remoción del fenol. Ellos encontraron que el fenol es removido por los reactores GAC a través de la adsorción sobre el carbón acti

vado. La biodegradación tuvo lugar hasta los últimos productos como lo son el metano y el dióxido de carbono, y algunos otros intermediarios. Según estos científicos, la liberación de los compuestos adsorbidos, ocurre cuando la concentración en la superficie es más grande que la capacidad adsortiva del carbón activado. Así, los compuestos son liberados hasta que la concentración en la superficie iguala la capacidad adsortiva del material.

La biorregeneración de GAC en procesos biológicos tales como los reactores anaeróbicos, ha sido atribuida directamente al proceso de liberación del producto. Por lo tanto, la biorregeneración ocurre cuando los compuestos adsorbidos son liberados como consecuencia a la disminución de la concentración en el equilibrio.

Holladay et al. (54), compararon la capacidad de remoción de tres tipos de bioreactores: un tanque de mezclado, un lecho empacado y un lecho fluidizado. Ellos utilizaron como agente activo en la remoción de los desechos fenólicos, una población simbiótica de bacterias. Los parámetros medidos fueron la velocidad de flujo (Q_L), pH, concentración de alimentación (C_i) y la velocidad de flujo del aire (Q_G). Estos investigadores encontraron que los desechos fenólicos pueden ser adecuadamente tratados en los tres reactores utilizados, y más aún, pueden también degradar tiocianato. No obstante los buenos resultados obtenidos, se encontraron ciertas diferencias que hacen preferir unos con respecto a otros. Ellos encontraron que la magni-

tud relativa de las velocidades de degradación del fenol fueron: lecho fluidizado > lecho empacado > tanque mezclado. Esto se traduce en menores concentraciones de fenol en el efluente que fueron observadas desde luego para el sistema de lecho fluidizado.

OTRAS FORMAS DE REMOVER FENOLES.

DEGRADACION DE FENOLES EN MEDIOS NATURALES.

El conocimiento de la persistencia de compuestos químicos tóxicos en el ambiente es de gran importancia, pues esos compuestos tienden a acumularse y en consecuencia es mucho más probable su posible contacto con el hombre. Para poder evitar el contacto con esos xenobióticos es necesario por un lado, evitar que sean derramados o en su defecto, removerlos biológicamente. El evitar derramar esos compuestos sobre el ambiente, podría constituir la manera más fácil de resolver el problema, sin embargo, en muchas ocasiones el hecho de contaminar el medio ambiente es provocado por accidentes.

El conocimiento de los procesos de biodegradación de contaminantes en medios naturales es de gran interés para los investigadores y de hecho, algunos modelos han sido propuestos para su comprensión (97, 98). Recientemente, sin embargo, han apare

cido nuevos modelos para caracterizar la cinética de mineralización realizada por cultivos puros de bacterias. Algunos de esos modelos están basados en el supuesto de que los patrones de desaparición del sustrato pueden ser obtenidos tan sólo con los parámetros siguientes: la concentración de sustrato, densidad poblacional y los parámetros clásicos del modelo de Monod (99).

Alexander (4), probó la aplicabilidad de los modelos cinéticos para la mineralización de compuestos tóxicos en medios naturales, específicamente en aguas de lago. Para lograr su propósito utilizó dos compuestos de prueba: fenol y p-nitrofenol (PNP). El descubrió que la remoción de esos contaminantes observa diferentes comportamientos dependiendo del periodo en que se recogió la muestra y de la concentración del contaminante. Así por ejemplo, encontró que el fenol puede ser degradado de acuerdo a una cinética de primer orden si la concentración es de 0.5 ng por ml. Por un modelo tipo Monod, sin crecimiento, para concentraciones de 1.0 y 2.0 μ g/ml. Para el caso del PNP ocurre algo parecido, éste es degradado de acuerdo a un modelo tipo Monod a concentraciones de 0.5 ng a 10 μ g/ml.

La velocidad de biodegradación de contaminantes orgánicos en medios acuáticos está influenciada por varios factores. Entre ellos podemos mencionar la estructura química del contaminante, temperatura, salinidad, pH y la disponibilidad de los nutrientes orgánicos y del oxígeno. Otro factor importante puede ser el material orgánico al cual una comunidad microbiana es expuesta previamente.

El tipo de material orgánico expuesto a una comunidad microbiana juega un papel muy importante en la determinación de la respuesta que dará la comunidad microbiana al compuesto que es de nuestro interés remover. Así, la exposición previa a un compuesto orgánico incrementa la velocidad a la cual éste puede ser degradado por una comunidad. Esto se ha observado tanto para los contaminantes a remover, como para los sustratos naturales.

La mayoría de las comunidades microbianas en medios acuáticos se exponen de manera natural a sustratos orgánicos que se encuentran muy frecuentemente. Esos compuestos son provenientes de los organismos vivientes: fitoplancton y plantas superiores. Esos organismos proporcionan principalmente aminoácidos, carbohidratos y ácidos débiles.

En un intento de ahondar en la información existente sobre la influencia de los compuestos orgánicos que se encuentran de manera natural en medios acuáticos, Pfaender y Shimp (98), estudiaron el comportamiento de esos compuestos sobre la biodegradación de fenoles monosustituidos (m-cresol, m-aminofenol y p-clorofenol). Ellos encontraron que la adaptación de las comunidades microbianas a aminoácidos, carbohidratos y ácidos débiles, aumenta la capacidad de aquellas para degradar a los compuestos ensayados. Aunque el mecanismo responsable del aumento de la capacidad metabólica de los organismos degradadores no fue establecido, sí se pudo comprobar que la exposición a sustratos naturales lábiles, aumenta significativamente la capacidad de la comunidad microbiana acuática para responder a xenobióticos.

Ya se ha mencionado que la velocidad de biodegradación de algunos contaminantes en medios naturales puede ser afectada - por varios factores, incluyendo la adaptación de la comunidad microbiana al compuesto de interés. Para poder entender cómo la adaptación influye sobre los procesos de remoción de contaminantes en medios naturales, es necesario conocer cómo se presenta dicho fenómeno. La adaptación puede ser definida como un incremento en la capacidad de la comunidad microbiana para la degradación de uno o más compuestos, después de una prolongada exposición al material. La adaptación puede ser el resultado de algunas alteraciones en la estructura y función de las comunidades microbianas. Pueden aparecer fenómenos de inducción e inhibición enzimática, cambio genético o crecimiento de organismos degradadores específicos. Shimp, J., ensayó la influencia del fenol para la biodegradación de m-cresol, m-aminofenol y p-clorofenol por comunidades microbiales expuestas previamente a aquel compuesto. Encontró que una prolongada exposición (adaptación) a fenol provocó, a su vez, una adaptación de la comunidad microbiana a los compuestos orgánicos mencionados. El incremento en la capacidad biodegradativa de la comunidad microbiana fue acompañada por un incremento en el número de microorganismos capaces de degradar a los tres compuestos ensayados. Esto indica que la adaptación a un único compuesto puede incrementar la capacidad asimilativa de un medio acuático para con otros compuestos relacionados.

La mineralización de algunos compuestos orgánicos en dife-

rentes medios es precedido por un periodo de aclimatación. El periodo de aclimatación se puede definir como el intervalo de tiempo en que se adiciona un compuesto y el momento en que es detectada su mineralización. Este periodo puede ser de gran importancia en medios acuáticos por muchas razones, por ejemplo, es necesario conocer el periodo de aclimatación pues en muchas ocasiones el compuesto de interés puede ser diseminado por todo el medio antes de ser degradado. Más aún, si no se conoce con certeza la influencia de este periodo, los datos obtenidos sobre las velocidades de mineralización o de exposición, pueden resultar falsos.

Alexander et al. (2), examinaron experimentalmente varias hipótesis propuestas para explicar el significado del periodo de aclimatación en medios naturales acuáticos utilizando p-nitrofenol como compuesto prueba. Ellos encontraron que el periodo de aclimatación en medios acuáticos es el tiempo para que pequeñas poblaciones de organismos capaces de degradar el compuesto de interés, puedan alcanzar densidades celulares altas para dar una mineralización detectable. Sin embargo, se pueden presentar algunas barreras para que esos microorganismos alcancen altas densidades. Tales barreras pueden variar de un medio a otro. En aguas de lago por ejemplo, los bajos niveles de nutrientes inorgánicos pueden limitar la velocidad de crecimiento de los organismos mineralizantes y de esta forma provocar un periodo de aclimatación más grande. En el caso de aguas de desecho, el número total de bacterias es tan grande como para soportar la

predación activa de los protozoarios y tal fenómeno mantiene -- las densidades de organismos mineralizantes bajas.

Los estudios realizados por Rubin, E. et al. (105), para conocer el destino del carbón fenólico una vez degradado por comunidades microbianas son: ellos encontraron que el carbón fenólico puede ser constituyente de las grandes moléculas biológicas como lo son las proteínas, ácidos nucleicos y polisacáridos. De esta forma, el carbón fenólico muy probablemente ha sido utilizado por las comunidades microbianas para mantener su crecimiento más que dedicarse a almacenarlo. Esta observación contrasta con la teoría propuesta para las bacterias oligotróficas, la cual establece que esos microorganismos inicialmente almacenan nutrientes antes de comenzar a crecer debido a que los nutrientes naturales presentes en el medio acuático, proporcionan un medio eutrófico a diferencia del que podría proporcionar el fenol sólo.

Spain (118), comparó la cinética de biodegradación de p-nitrofenol (PNP) en pruebas de laboratorio y de campo. El objetivo central de sus experimentos, fue el observar que tanto los juicios obtenidos por la experimentación a nivel laboratorio se pueden extender a la viabilidad del medio ambiente. Esto es importante por varios factores, por ejemplo, las comunidades microbianas difieren marcadamente en su capacidad de responder a las pruebas de biodegradabilidad en pruebas de laboratorio.

Así, las poblaciones obtenidas del campo se aclimatan más rápido, mientras las que se obtienen de otros lados lo hacen -

más despacio, aún después de un prolongado periodo de incubación. Ellos encontraron sin embargo, que el proceso de aclimatación en sistemas de laboratorio refleja a aquellos observados en los sitios originales de donde las muestras fueron colectadas. Esta información de la relación existente entre las pruebas de laboratorio y de campo, provoca una cierta actitud de confianza acerca de la posibilidad de conocer el tiempo requerido para la aclimatación y subsecuente biodegradación de ciertos contaminantes.

Como resultado de las actividades industriales y de agricultura que el hombre realiza, el fenol y varios clorofenoles son encontrados en estuarios cercanos a áreas urbanas. El destino de esos contaminantes es de interés debido a su toxicidad para la vida marina y su amenaza para la salud del hombre. Se sabe que el destino de clorofenoles en estudios con microcosmos está en función principalmente, de la actividad microbiana y del fenómeno de fotólisis. La degradación de fenol puede ser observada de acuerdo a un modelo de primer orden después de un periodo de rezago.

Los experimentos de fotólisis del pentaclorofenol en agua destilada produjeron algunos compuestos de degradación como tetraclorofenoles, triclorofenoles, dihidrobencenos clorados y fragmentos no aromáticos como el ácido dicloromaleico. La fotólisis de fenoles monoclorados y biclorados, produjo la remoción del grupo cloro de estos compuestos y la formación de catecol y otros hidroxibencenos. Sin embargo, la fotólisis en aguas naturales es siempre más baja en comparación con los resultados -

obtenidos con agua destilada, debido a la disminución de la intensidad de la luz por la presencia de sustancias disueltas y suspendidas. No obstante, existen algunos compuestos para los que la velocidad de fotólisis es más alta en aguas naturales - que en agua destilada, esto probablemente debido a la presencia de fotosensibilizadores, los cuales provocan una fotorreacción directa.

Hwang y Hudson (56), midiendo la velocidad de la fotólisis y degradación microbiana del 2,4-diclorofenol, 2,4,5-triclorofenol, fenol, p-clorofenol y pentaclorofenol en estuarios, encontraron que la fotólisis es el principal proceso de transformación de los fenoles policlorados. Por ejemplo, la velocidad de fotólisis para dicloro fenol fue del 20-80% más alta en aguas - de estuario en comparación con los datos obtenidos a nivel laboratorio con agua destilada. Después de la reacción fotocítica sufrida por los fenoles policlorados, los productos obtenidos fueron rápidamente degradados por microorganismos. Sin embargo, la fotólisis no fue el principal mecanismo de degradación para todos los fenoles ensayados, para el caso del fenol y p - clorofenol, por ejemplo, la degradación microbiana fue el principal proceso de remoción.

DISCUSION Y CONCLUSIONES.

1. La contaminación del agua en México es un caso evidentemente originado por factores de variada índole. Dentro de estos, la centralización de las actividades económicas y de los grandes grupos poblacionales son tal vez los más importantes.

La gravedad de la escasez del agua en la República Mexicana, es un fenómeno que va indisolublemente acompañado al de la contaminación de la misma. Gravedad que se ve incrementada por las desfavorables condiciones geográficas en las que se encuentra situado nuestro país. Esto provoca una dificultad cada vez mayor en la disponibilidad del preciado líquido considerado de primer uso, que sugiere en consecuencia, la imperiosa necesidad de reusar el agua como una alternativa para disminuir la demanda de la misma.

2. El vertimiento, ya sea accidental o intencional, de compuestos peligrosos a la salud, en los cuerpos receptores y sistemas de drenaje, es otro factor que provoca la contaminación del agua. El caso de los compuestos fenólicos es un caso típico de sustancias problemáticas tanto para la salud pública, como para la disposición final de las aguas residuales. El vertimiento de compuestos fenólicos y de muchos más, a los cuerpos receptores y sistemas de drenaje, es restringido por la legislación que en materia de ecología hacen las autoridades correspondientes. Sin embargo, la gran toxicidad de esos compuestos hacen que

sean considerados como contaminantes que deben recibir atención prioritaria. Actualmente, las autoridades correspondientes, responsables de la preservación de los recursos naturales y, en particular, de los recursos hídricos, han expedido una serie de disposiciones legales, que por si mismas representan un avance muy significativo. Mediante ellas, se rige el uso, reuso y conservación de los recursos hídricos en la República Mexicana y aguas marítimas bajo su jurisdicción.

3. Se ha hecho patente la susceptibilidad a la biodegradación de los compuestos fenólicos cuando se encuentran en contacto con una población microbiana en condiciones adecuadas de crecimiento y desarrollo. Salvo algunas excepciones, en general los compuestos fenólicos son considerados como sustancias removibles de las aguas de desecho en las que se encuentran. Por otra parte, con frecuencia se encuentra que para la remoción de los compuestos fenólicos, el hecho de encontrarse junto con otros muchos contaminantes representa una dificultad para su adecuada remoción. En algunas ocasiones la concentración de los compuestos fenólicos es tan baja, que es difícil considerarlos como elementos o sustancias que actúen también como factores de crecimiento. En estos casos normalmente se adicionan otros nutrientes como la glucosa, que actúan como co-substratos o incluso, se ha llegado a mezclar aguas de desecho de procesos industriales diferentes, pero que se complementan.

4. Los sistemas de tratamiento más empleados para la remoción de compuestos fenólicos, pueden utilizar como vía degradativa a

aquellas que son regidas por las condiciones anaeróbicas o aeróbicas.

Si bien es cierto que los procesos anaeróbicos han recibido relativamente poca atención, también lo es el hecho de que ellos son tan efectivos, o tal vez, mucho más que los sistemas aerobios.

5. Dentro de los sistemas aerobios más comunmente utilizados, se encuentra el prototipo de lodos activados para la remoción de contaminantes fécolicos. No obstante el amplio uso que se le da a los lodos activados para la remoción de contaminantes fécolicos, presentan ciertas desventajas que les son inherentes, sobre todo si se les compara con los procesos anaeróbicos. El uso de cantidades suficientes de oxígeno, hace que esos sistemas requieran de largos tiempos de aereación, y que, en consecuencia, el gasto energético para proporcionar dicha aereación sea considerable y, por supuesto, esta situación incrementa los costos de mantenimiento del sistema. El uso generalizado de los lodos activados ha ido disminuyendo por los bajos porcentajes de eficiencia, calculados a partir a los datos de concentraciones encontradas en el influente y efluente, después de un periodo normal de operación.

A través del tiempo, y como consecuencia de las experiencias, los lodos activados han ido sufriendo modificaciones de acuerdo a las condiciones de tratamiento que se requieren, pero tal vez la variante más significativa, sobre todo para compuestos contaminantes tóxicos, sea el descubrimiento de la acción

del carbón activado.

En muchas industrias se producen aguas de desecho con altas concentraciones de contaminantes, que hacen necesario el uso de procesos de pretratamiento para disminuir las grandes cargas de contaminantes.

El uso de carbón activado se ha hecho patente en estos casos, y ha producido resultados muy satisfactorios. El carbón activado tienen la peculiaridad de poseer una gran área superficial, suficiente para lograr equilibrar las variaciones en la concentración de contaminantes, fenómeno identificado como el principal causante de la baja eficiencia de los sistemas aerobios. Sin embargo, la toxicidad del fenol no constituye per se un factor que impida su remoción. Este fenómeno siempre se ha constituido como un impedimento en el desarrollo normal de la actividad de cualquier sistema de tratamiento e incluso de las investigaciones que al respecto se llevan a cabo.

6. Otro sistema de tratamiento de aguas contaminadas con desechos fenólicos, lo constituyen aquellos sistemas naturales que de una u otra forma se ven afectados por la acción de los compuestos fenólicos. Estos ecosistemas acuáticos poseen la capacidad de remover bajas concentraciones de contaminantes fenólicos, sobre todo si las comunidades microbianas existentes en él, son expuestas previamente a un contaminante relacionado.

7. Actualmente, la mayoría de las investigaciones están dirigidas hacia el uso de reactores que utilizan a las células inmovilizadas. Las células son fijadas sobre una superficie que -

normalmente supera su tamaño en unas cinco veces. Los sistemas que emplean esta técnica pueden ser de lecho fijo o de lecho - fluidizado. Particularmente los filtros anaeróbicos se han - constituido como uno de los sistemas más eficientes, junto con los reactores de lecho fluidizado.

8. En estos sistemas de tratamiento, las células se inmovilizan en los poros de carbón activado. Así, bajo estas condiciones se pone en contacto el agua residual a tratar y la biodegradación ocurre, en una primera instancia, dentro de los poros - del carbón activado. Posteriormente, los compuestos son liberados fuera de los poros. Se ha establecido que la acción depuradora de un sistema de tratamiento y la acción del carbón activado granular, constituye un fenómeno sinérgico, pues la magnitud de su acción conjunta es muy superior a la realizada individualmente por los dos fenómenos. Es entonces la capacidad adsortiva del carbón activado granular, el principal fenómeno que contribuye a incrementar la eficiencia de los procesos depuradores, además de contribuir a la regulación de las sobrecargas de contaminantes que tan comúnmente se dan en los procesos industriales, disminuyendo así el riesgo de un paro del sistema por saturación.

BIBLIOGRAFÍA

1. Alba, S., 1973. Biochemical Engineering; 2nd. edition. Academic Press. N.Y. and London.
2. Alexander, M. et al. 1987. Explanations for the acclimatation period. Preceding the Mineralization of organic chemicals in acuatic environments. Appl. Environ. Microbiol. 4:791-796.
3. Alexander, M. 1987. Role of Dissolution Rate and Solubility in Biodegradation of Aromatic Compounds. Appl. Environ. Microbiol. 53: 292-297.
4. Alexander, M. and Jones, S. 1986. Kinetics of Mineralization of Phenol in Lake Water. Appl. Environ. Microbiol. 51: 891-897.
5. Alvarez, V.A. 1988. Estudio para determinar la factibilidad técnica de remover las sustancias tóxicas de reactores biológicos. División de Estudios de Postgrado de la Facultad de Ingeniería. U.N.A.M.
6. Annon, S. (1955). Some characteristics of Phenol Oxidizing Pseudomonas. Ohio State University Engineering Experimental Station. No. 157.
7. A.N.I.Q. 1989. Anuario de la Industria Química Mexicana.
8. Arlens, et al. 1978. Introducción a la Toxicología General. 1a. edición. Edit. Diana. México.
9. Balley, E.R., et al., 1983. Biodegradation of the Monochloro biphenyls and Biphenyls in River Water. Environmental Science and Technology. 10: 617-621.
10. Bartha, R., et al. 1988. Sequential Degradation of Chlorophenols by Photolytic and Microbial Treatment. Environmental Science and Technology. 22: 1215-1219.
11. Baxter, M.R. and Sutherland, A.D. 1984. Biochemical and Photochemical Process in the Degradation of Chlorinated Biphenyls. Environmental Science and Technology. 18: 608-610.
12. Beltrame, P., et al. 1979. Kinetics of phenol Degradation by Activated Sludge: Value of Measurements in a Batch Reactor. Water Research. 13: 1305-1309.

13. Beltrame, P., et al. 1980. Kinetics of Phenol Degradation by Sludge Activated in a Continuous Stirred Reactor. Journal Water Pollution Control Federation. 52: 126-133.
14. Beltrame, P. et al. 1980. Kinetics of Biodegradation of phenol and 2,4-dichlorophenol in a Continuous Stirred Reactor. Chim. Ind. 62: 659-662.
15. Beltrame, P., et al., 1981. Kinetics of Biodegradation of - Mixtures Containing 2,4-dichlorophenol in a Continuous Stirred Reactor. Water Research. 429-433.
16. Benitez, F. 1982. Viaje al Centro de México. Fondo de Cultura Económica.
17. Detz Lab.
18. Beychot, M.R. 1973. Aqueous Wastes From Petroleum and Petrochemical Plants. John Wiley and Sons. Great Britain.
19. Blum, J.W. et al., 1986. Anaerobic Treatment of Coal Conversion Wastewater Constituents: Biodegradability and Toxicity. Journal Water Pollution Control Federation. - 58: 122-131.
20. Bonilla, M.U. 1980. Problemática de la Ingeniería Sanitaria en la República Mexicana. CEC. Facultad de Ingeniería. U.N.A.M.
21. Boyd, A.B. et al. 1986. Anaerobic Biodegradation of Phenolic Compounds in Digested Sludge. Appl Environ. Microbiol. 46: 50-54.
22. Capestany, G.J. et al., 1977. The Influence of Sulfate on - Biological Treatment of Phenylbenzaldehyde Wastes. - Journal Water Pollution Control Federation. 49: 256-261.
23. Cerniglia, C.E. 1984. Microbial Metabolism of Polycyclic Aromatic. Advances in Applied Microbiology. 30:31-71.
24. Chemical and Process Technology Encyclopedia. 1974.
25. Chu, J.P. and Kirsch, E.J. 1972 Metabolism of Pentachlorophenol by an axenic bacterial culture. Appl. Microbiol. 23: 1033-1035.
26. Chudyk S. and P. Snuyink. 1984. Biorregeneration of Activated Carbon Saturated with Phenol. Environmental Science and Technology. 18: 1-6.

27. Colwel, R.R. and Sayler, G.S. 1978. Microbial Degradation of Industrial Chemicals. Water Pollution Microbiology. Ed. Ralph Mitchell. Wiley Interscience.
28. Cserjesi, A.J. and Johnson, E.L. 1972. Methylation of penta chlorophenol by Trichoderma virgatum. Can. J. Microbiol. 18: 45-49.
29. Cuellar Chávez R. y P. Martínez Pereda. 1978. Alternativas para el Control de Aguas Residuales en México. Memorias del Primer Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 1:157.
30. Davies, D.B. et al. 1986. Microbiology. Harper and Row Publishers. 3a. ed.
31. Davies, S.N. and R. Dawiest. 1971. Hidrología. Ediciones - Ariel.
32. De la Madrid Hurtado, M., 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y de Protección al Medio Ambiente. Secretaría de Gobernación. México.
33. Der Yang, R. and Humprey, A.E. 1975. Dynamic and Steady - State Studies of Phenol Biodegradation in Pure and - Mixed Cultures. Biotechnology and Bioengineering. 17: 1211-1235.
34. Dickhut, M.R. et al. 1986. Aqueous Solubilities of Six Polychlorinated Biphenyls Congeners at Four Temperatures. Environmental Science and Technology. 20: 807-810.
35. Dugan, R.P. 1972. Biochemical Ecology of Water Pollution. Plenus Press.
36. Dust, J.V. and Thompson, W.S. 1973. Pollution Control in the Wood-Processing Industry. Part IV. Biological Methods of Treating Wastewater. Forest. Prod. J. 23:59.
37. Echeverría Alvarez, L., 1973. Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación. Secretaría de Recursos Hidráulicos, México.
38. Edgehill, R. and Finn, K.R. 1983. Activated Sludge Treatment of Synthetic Waste Containing Pentachlorophenol. Biotechnology and Bioengineering. 25: 2165-2176.
39. Encyclopedia of Chemical Technology. 1982.

40. Etzel, J.E. and Kirsh, E.J. 1974. Biological Treatment of - Contrived and Industrial Wastewater Containing Pentachlorophenol. *Dev. Ind. Microbiol.* 16:287.
41. Evans, Ch. W. (1977). Biochemistry of Bacterial Catabolism of Compounds in Anaerobic Environments. *Nature*; 270: 17-22.
42. Faust, S.D. and M. Asman. 1988. Chemistry of Water Treatment. Borhernoworth Publishers. U.S.A.
43. Fedorak, M.P. and Hrudcay, F.S. 1984. The Effects of Phenol and Some Alkyl Phenolics Batch Anaerobic Methanogenesis. *Water Research.* 18:361-367.
44. Gauthier, J. et al. 1981. Proceeding of the 36th Industrial Waste Conference. Purdu University. Ann Arbor Science.
45. Geyer, J.C. Purificación de Aguas, Tratamiento y Remoción - de Aguas Residuales. Tomo II.
46. Gibson, T.D. 1966. Microbial Degradation of Aromatic Compounds. *Science.* 161:1093-1097.
47. González Simón. 1986. Tratamiento de Aguas Residuales en la Industria del Nixtamal. Series del Instituto de Ingeniería de la U.N.A.M. No. 496.
48. Gordon, M.F. 1980. Abastecimiento de Aguas y Remoción de - Aguas Residuales. Tomo I. México.
49. Hammond, A.L. 1972. Chemical Pollution; Polychlorinated Byphenils. *Science.* 175: 155-156.
50. Healy, J.B. and Young, L.Y. 1979. Anaerobic Degradation of Eleven Aromatic Compounds to Methane. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 216-218.
51. Hickman, T. and Novak, J.T. 1984. Acclimatation of Activated - Sludge to Pentachlorophenol. *Journal Water Pollution - Control Federation.* 56:364-369.
52. Hill, G.A. and Robinson, C.W. 1975. Substrate Inhibition Kinetics: Phenol Degradation by *Pseudomonas putida*. *Bio-technology and Bioengineering.* 17:1599-1615.
53. Hites, A.R. et al. 1989. Sorption of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-pdioxin from Water by Surface Soils. *Environmental Science and Technology.* 23: 480-484.

54. Holladay, D.W. et al., 1978. Biodegradation of Phenolic Waste Liquors in Stirred Tank, Packed Bed and Fluidized Bed Reactor. Journal Water Pollution Control Federation. 50: 2573-2589.
55. Hunt, T.G. 1984. Incineration of Polychlorinated Biphenils in High-Efficiency Boilers: A viable Disposal Option. Environmental Science and Technology. 18: 171-179.
56. Hwang, Huey-Min and Hudson, R.E. 1986. Degradation of Phenol and Chlorophenols by Sunlight and Microbes in Estuarine. Water Environmental Science and Technology. 20: 1002-1007.
57. Informe General de Ecología. 1988. Comisión Nacional de Ecología.
58. Izurieta Ruiz E. 1984. Aguas Residuales Características, Regímenes de Descarga. Efectos en la Salud, en la Economía y en el Ambiente. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería de la U.N.A.M.
59. Izurieta Ruz E. 1984. Lagunas de Estabilización. Clasificación y Descripción. Lagunas Aeróbicas y Aeróbicas-Anaeróbicas, Diseño. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería de la U.N.A.M.
60. Jank, B.E. and Fawcett, P.A. 1980. Treatment of a Wood Reserving Effluent Containing Pentachlorophenol by Activated Sludge and Carbon Adsorption. Proceeding of the 34th Industrial Conference Waste. Purdue University. Ann Arbor Science.
61. Jean, Bébin. La Depuración Biológica del Agua. Mundo Científico, No. 78. 276-283.
62. Jonguitud Falcón V. 1984. Procesos Biológicos de Tratamiento, Conceptos Fisiológicos, Crecimiento Bacteriano, Microorganismos de Importancia. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería de la U.N.A.M.
63. Jonguitud Falcón V. 1984. Procesos aeróbicos en Medios Suspendidos y Adherentes, Variables, Parámetros y Relaciones para el Diseño, Procesos Aeróbicos y combinados. Coeficientes Cinéticos. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería de la U.N.A.M.
64. Khan, K.A. et al. 1981. Anaerobic Carbon Filter for the Treatment of Phenol-Bearing Wastewater. Journal Water Pollution Control Federation. 53:1519-1532.

65. Khan, K.A. et al. 1982. Role of Surface Active Media in Anaerobic Filters. J. Environment. Engin. Div. 108:269-285.
66. Kilpi, S. et al. 1983. Degradation of Catechol, Methlcatechols and Clorocatechols by Pseudomonas sp. HV3. FEMS Microbiol Lett. 18:1-5.
67. Kim, R.B. et al. 1986. Adsorption, Desorption and Biorregeneration in a Anaerobic Granular Activated Carbon Reactor for the Removal of Phenol. Journal Water Pollution Control Federation. 58:35-40.
68. Kim, W.J. et al. 1981. A Compressive Study on the Biological Treatabilities of Phenol and Methanol-I. Water Research. 15:1221-1231.
69. Kim, W.J. et al. 1981. A Compressive Study on the Biological Treatabilities of Phenol and Methanol-II. Water Research. 15: 1233-1247.
70. Kim. W.J. et al. 1981. A Compressive Study on the Biological Treatabilities of Phenol and Methanol-III. Water Research. 15:1249-1257.
71. Kirsh, E.J. and Etzel, J.F. 1973. Microbial Descomposition of Pentachlorophenol. Journal Water Pollution Control Federation. 45:359.
72. Klemetson, S.A. and Sharbow, D.M. 1979. Filtration of Phenolic Compounds in Coal Gasification Wastewater. Journal Water Pollution Control Federation. 51:2752-2763.
73. Kostembader, G.J. and Flecksteiner, J.W. 1969. Biological - Oxidation of Coke Plant Weak Ammonia Liquor. Journal - Water Pollution Control Federation. 41:199-207.
74. Lenhinger, L.A. 1975. Biochemistry, 2nd. ed. Worth Publishers Inc.
75. Levenspiel, L. 1972. Chemical Reaction Engineering, 2nd. edition. John Wiley and Sons. U.S.A.
76. Lews, A.E. 1981. Aquatic Pollution. John Wiley and Sons. - U.S.A.
77. Lewis, A.R. et al., 1984. Application of Single and Multiphasic Michaelis-Menten Kinetics to Predictive Modeling - for Aquatic Ecosystems. Environ. Toxic. Chem. 3:563-574.
78. Liu, D. 1980. Enhancement of PCB's Biodegradation by Sodium Ligninsulfonate. Water Research. 14:1467-1475.

79. Longabach, R.S. et al. 1983. Development of a Process for PCB Removal From Triaryl Phosphate Hydraulic Fluids by Vacua Destillation. Environmental Science and Technology. 17:305-307.
80. López Mercado, V., 1980. Algunas Características sobre la Contaminación del Agua en México. Trabajo presentado en la IV Semana Nacional de la Ingeniería Química. - ESQUIE. I.P.N. México, D.F. Nov. de 1980.
81. López Mercado, V. 1985. Tratamiento Biológico de Aguas Residuales. Publicado en el libro: "Perspectiva de la Bio tecnología en México", editado por la Fundación Javier Barrios Sierra en colaboración con el CONACyT.
82. Manual Técnico del Agua. 4a. edición. Tomos I y II. España, 1979.
83. Martín et al. 1982. Bioquímica de Harper. El Manual Moderno. México.
84. Masson, L.P. 1981. Biology of Fresh Water Pollution.
85. Melcer, H.W. 1988. Removal of Pentachlorophenol in Municipal Activated Sludge Systems. Journal Water Pollution Control Federation.
86. Mecalp, and Eddy Inc. 1972. Wastewater Engineering Collection: Treatment and Disposal. Mc Graw Hill Book Co. U.S.A.
87. Mohlman, F.W. 1929. The Biochemical Oxidation of Phenolic Wastes. J. Am Public Health. 19:145-151.
88. Morrison, N. 1979. Química Orgánica. Fondo Educativo Interamericano. México.
89. N. E. Kinner and Eighmy, T.T.J. 1985. Water Pollution Control Federation. 57:526.
90. Neilson, H.A. 1987. Bacterial O-Methylation of Halogen-Substituid Phenols. Appl. Environ. Microbiol. 53:839-845.
91. Nemerow, L. 1971. Liquid Wastes of Industry. Addison Wesley Publishing Co. U.S.A.
92. Neufedel, R.E. et al., 1980. Anaerobic Phenol Biokinetics. Journal Water Pollution Control Federation. 52: 2367.
93. Nilsson, I. 1985. Degradation of Phenol by Pseudomonas putida ATCC 11172 in Continuous Culture at Different Ratios of Biofilm Surface to Culture Volume. Appl. Environ. Microbiol. 50: 946-950.

94. Odum, Eugene P., 1971. Fundamentals of Ecology, 3 ed., Philadelphia, W.B. Saunders Co.
95. Pardue, H.J. et al. 1988. Removal of PCB's From Wastewater in a Simulated Overland Flow Treatment Systems. Water Research. 22: 1011-1015.
96. Paris, D.F. et al., 1981. Second-Order Model to Predict Microbial Degradation of Organic Compounds in Nature Wetters. Appl. Environ. Microbiol. 47:1299-1306.
97. Parker, V.L. and Jenkins, F.T. 1986. Removal of Trace Level Organic by Slow Rate Land Treatment. Water Res. - 20: 1417-1426.
98. Pfaender, K.F., and Shimp, J.R. 1985. Influence of Easily Degradable Naturally Occurring Carbon Substrates in Bio degradation of Monosubstituted Phenols by Aquatic Bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 19:394-401.
99. Rey and Lacy. 1974. Industrial Waste Treatment. AICHE Symposium Series. No. 144. Vol. 70.
100. Rickabaugh, J. and Lambert, M. 1982. Proceeding of the 37th Industrial Conference. Purdu University, Ann Arbor - Science.
101. Ritter-Nau, M.G. et al., 1989. Sorption of 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-p-dioxin from Water by Surface Soils. - Environmental Science and Technology. 23:480-484.
102. Ross, A.R. and Lemay, R. 1987. Efficiencies of Aluminium, - Magnesium and their Oxides in the Destruction of Vapor -Phase-Polychlorobiphenyls. Environmental Science and Technology. 21:1115-1118.
103. Rozich, A. et al. 1982. Proceeding of the 37th Industrial Waste Conference: Purdu University. Ann Arbor Science.
104. Rozich, R.A. and Calvin, J. R. 1986. Phenol Growth Kinetics of Heterogeneous Populations in a Two-Stage Continuous Culture System. Journal Water Pollution Control Federation. 58: 326-332.
105. Rubin, E.H. 1985. Growth of Phenol-Mineralizing Microorganisms in Fresh Water. Appl. Environ. Microbiol. 49: 11-14.
106. Rubin, E.H. et al., 1984. Incorporation of Phenol Carbon - of Trace Concentrations by Phenol-Mineralizing Microorganisms in Fresh Water. Appl. Environ. Microbiol. 49:15-18.

107. Sayler, S.G. and Shiaris, P.M. 1982. Biotransformation of PCB by Natural Assemblages of Freshwater Microorganisms. Environmental Science Technology. 16: 367-369.
108. Sawler, T.D. et al., 1988. Degradation and Deshalogenation of Polychlorobiphenils and Halogenated Aromatic Molecules by Superoxide Ion and by Electrolytic Reduction. Environmental Science and Technology. 22:1182-1186.
109. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos: Plan Nacional Hidráulico. Comisión del Plan Nacional Hidráulico. México, 1981.
110. SEDUE 1988. Informe de la Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental.
111. Secretaría de Programación y Presupuesto. 1983. La Minería en México.
112. Shahalman, M. 1983. Proceeding of the 38th Industrial Conference. Purdu University. Ann Arbor Science. 311-322.
113. Shimp, J.R. and Pfaender, K.F. 1987. Effect of Adaptation to Phenol on Biodegradation of Monosubstituted Phenols by Aquatic Microbial Communities. Appl. Environ. Microbiol. 53:1496-1499.
114. Shults and Keinath. 1984. Powdered Activated Carbon Treatment Process Mechanism. Journal Water Pollution Control Federation. 56:143-151.
115. Simkins, S. and Alexander, M. 1984. Models for Mineralization Kinetics with the Variables of Substrates Concentration and Population Density. Appl. Environ. Microbiol. 47: 1299-1306.
116. Simpson. R.J. 1979. The Process Design of Aerobic Biological Treatment Systems. Effluent Water Treatment Journal. 19:279-289.
117. SPP. 1986. INEGI. Información Estadística de Asentamientos Humanos. Subsector Agua Potable y Saneamiento.
118. Spain, C.J., et al., 1984. Comparison of p-Nitrophenol Biodegradation in Field and Laboratory Test Systems. - Appl. Environ. Microbiol. 48:944-950.
119. Speitel, E.G. et al., 1989. Biodegradation of Trace Concentrations of Substituted Phenols in Granular Activated Carbon Columns. Environmental Science and Technology. 23:68-74.

120. S.S.A. 1971. Cartilla de Saneamiento. Comisión Constructora de Ingeniería Sanitaria. México.
121. Stainer, Y.R. and Doudoroff, M. Microbiology. Aguilar Ediciones. España 1977.
122. Stallard, L.M. et al., 1988. Dye-Sensitized Photochemical Reduction of PCB's. J. Environ. Enginneerin Divition. 114. 1031-1051.
123. Steitert, G. et al., 1987. Degradation of Chlorinated Phenols by a Pentachlorophenol-Degrading Bacterium. Appl. and Environ. Microbiol. 5: 907-910.
124. Stracke, J.R. and Beumann, R.E. 1975. Proceeding of the - 30th Industrial Conference, Purdu University, Ann Arbor Science.
125. Sublette, L. et al. 1982. A Review of the Mechanism of Powdered Activated Carbon Enhancement of Activated Sludge - Treatment. Water Res. 16:1075-1082.
126. Suflita, M.J. and Smolenski, J.W. 1987. Biodegradation of Cresol Isomers in Anoxic Aquifers. Appl. Environ. Microbiol. 53:710-716.
127. Suidan, et al., 1980. Continuous Biorregeneration of Granular Activated Carbon During the Anaerobic Degradation of Catechol. Pro. Wat. Technol. 12: 203-214.
128. Suidan, T.M. et al., 1981. Anaerobic Carbon Filter for Degradation of Phenols. J. Environ. Eng. Div. 107:563.
129. Suidan, T.M. et al. 1986. Anaerobic Activated Carbon for the Treatment of Phenol-Bearing Wastewater. Journal Water Pollution Control Federation. 53: 1519-1532.
130. Tiedje, M.J. et al. 1986. Kinetics of Phenol Biodegradation by an Immobilized Methanogenic Consortium. Appl. Environ. Microbiol. 52:345-351.
131. Uno más Uno. Suplemento Dominical. 2001; No. 2. 22/08/89.
132. Walborska, A. 1989. Adsorption on Activated Carbon of p-Nitro phenol from Aqueous Solution. Water Research. 23:85-91.
133. Walters, W.R. et al. 1989. Sorption of 2,3,7,8-Tetrachloro-dibenzo p-dioxin from Water by Surface Soils. Environmental Science and Technology. 23:480-484.

134. Wood, L.W. et al., 1987. Sediment Desorption of PCB Congeners and their Bio-Uptake by Diparen Larvae. *Water Res.* 21:875-884.
135. Worden, M.R. and Donaldson. L.T. 1987. Dynamics of a Biological Fixed Film for Phenol Degradation in a Fluidized Bed Bioreactor. *Biotechnology and Bioengineering.* 30: 398-412.
136. Y. Urishigawa, et al., 1988. Physico-Chemical Parameters Determining the Relative Biodegradability of Para-Substituted Phenols by Bacteria isolated from Activated Sludge. *Water Science and Technology.* 20:459-461.
137. Yagi, O. and Sudo, R. 1980. Degradation of Polychlorinated Biphenyls by Microorganisms. *Journal Water Pollution Control Federation.* 52:1035- 1043.
138. Yamasaki, N. 1980. Hydrothermal Descomposition of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Science and Technology.* 14:550-552.
139. Yost, C.E. and Anderson, A.M. 1984. Absence of Phenol Adsorption on Goethite. *Environmental Science and Technology.* 18:101-106.
140. Young, L.Y. 1978. Catechol and Phenol Degradation by a Methanogenic Population of Bacteria. *Appl Environ. Microbiol.* 35:216-218.
141. Yum, Chao et al. 1986. Pac-Activated Sludge Treatment of a Steel Mill Coke-Plant Wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation.* 58:333-338.