

**MANUAL DE EVALUACION Y MANEJO DE SUSTANCIAS TOXICAS
EN AGUAS SUPERFICIALES**

SECCION 6

CONTROL DE SUSTANCIAS TOXICAS

Diciembre de 1988

**Prof. W. Wesley Eckenfelder
Distinguished Professor Emeritus
Vanderbilt University
Chairman Emeritus and Senior
Technical Director
Eckenfelder, Inc.**

**Ing. Enrique Ortiz
Profesional Joven Residente, CEPIS
SEDUE, México**

**Sección 6.2
Ing. Leomax Dos Santos
Profesional Joven Residente, CEPIS
CETESB, Brasil**

Se agradece la colaboración de:

Ing. María Rincones
Profesional Joven Residente, CEPIS
P.E.T.A., Facultad de Ingeniería
Universidad Central de Venezuela

Ing. José E. Lobos
Profesional Joven Residente, CEPIS
INCYTH, Argentina

Ing. Henry J. Salas
Coordinador del Proyecto, CEPIS

así como el apoyo de:

Sra. Sonia Queija de Victorio
Secretaría, CEPIS

Sr. Luis Torres Alache
Dibujante

SECCION 6

CONTROL DE SUSTANCIAS TOXICAS

Tabla de contenido

	<u>Página</u>
6.1 DESCARGAS PUNTUALES DE TOXICOS	6.1
6.1.1 Introducción	6.1
6.1.2 Revisión de la tecnología	6.1
6.1.3 Evaluación de Toxicidad/tecnologías	6.1
6.1.4 Tratamiento y control de las fuentes	6.5
6.1.5 Remoción de metales pesados	6.10
6.1.5.1 Consideraciones generales	6.17
6.1.6 Tratamiento biológico	6.19
6.1.6.1 Sorción	6.19
6.1.6.2 Arrastre de compuestos volátiles disueltos en líquidos mediante flujo de aire en ambientes no saturados de agua ("Stripping")	6.26
6.1.6.3 Biodegradación	6.31
6.1.7 Adsorción con carbón	6.43
6.1.7.1 Diseño del sistema de carbón	6.47
6.1.8 Oxidación Química	6.58
6.2 CONTROL DE FUENTES DISPERSAS	6.60
6.2.1 Control de fuentes dispersas de origen agrícola	6.60
6.2.2 Control de fuentes dispersas de origen urbano	6.65
6.2.3 Control de otras fuentes dispersas	6.66
REFERENCIAS	6.67
ANEXO 6.A.I - METODO DEL REACTOR DE ALIMENTACION DISCONTINUA	
FIGURAS	
6.1 Alternativas de tratamiento convencional	6.2
6.2 Alternativas de tratamiento para reducción de toxicidad	6.3
6.3 Procedimiento de evaluación tecnológica para reducción de toxicidad en fuentes puntuales	6.4
6.4 Reactor biológico con adición alternativa de carbón activado en polvo (CAP)	6.6

Figuras (cont.)

	<u>Página</u>
6.5 Tecnologías de control comúnmente empleadas	6.8
6.6 Acumulación de cobre en el proceso de lodos activados	6.22
6.7 Fracción de cada compuesto encontrada en los lodos primarios como una función de su coeficiente de partición octanol/agua	6.28
6.8 Fracción de cada compuesto encontrada en el lodo de exceso del lodo activado como función del coeficiente de partición octanol/agua	6.28
6.9 "Stripping" y biodegradación de sustancias orgánicas en el proceso de lodos activados	6.29
6.10 Aclimatación para la degradación de bencidina	6.33
6.11 Degradación aerobia de bencidina	6.35
6.12 Efectos del tiempo de retención de lodo (TRL) sobre la reducción de toxicidad para nonil fenoles	6.39
6.13 Efectos del número de átomos de cloro sobre biodegradación y toxicidad del efluente	6.40
6.14 Cambios en el COT con aeración	6.40
6.15 Cambios en toxicidad por medio de tratamiento biológico	6.42
6.16 Efecto de la filtración biológica de efluentes sobre la reducción de toxicidad	6.42
6.17 Isotermas de adsorción para dos carbonos usados en el tratamiento de un bioefluente de una industria química	6.48
6.18 La adsorción se realiza en lecho fijo, fluidizado o expandido de carbón activo granular	6.49
6.19 COT y reducción de toxicidad a través de columnas de carbón granular	6.51
6.20 Diagrama de proceso general TCAP (PACT [®]) para tratamiento de efluentes	6.52
6.21 Relaciones de funcionamiento de reactores TCAP con datos de isotermas	6.55
6.22 Efecto de CAP en bencenos clorados	6.55
6.23 Modos de oxidación química de efluentes tóxicos	6.59

FIGURAS DEL ANEXO 6.A. I

6.A.I.1 Configuración del reactor discontinuo de alimentación continua	6.A.I.2
6.A.I.2 Respuesta teórica del RADAC con una tasa de flujo másico mayor que $q_{m\acute{a}x}$. X_v y efectos inhibitorios	6.A.I.4

TABLAS

6.1 Clasificación de los efluentes de aguas residuales de un complejo químico multiproducto	6.7
6.2 Oxidación de corrientes de desechos concentrados mediante peróxido de hidrógeno catalizado	6.9

Tablas (cont.)

	<u>Página</u>
6.3 Reducción de toxicidad por medio de oxidación con aire húmedo	6.11
6.4 Oxidación por aire húmedo de corrientes de desechos líquidos concentrados	6.12
6.5 Tratamiento con resinas macrorreticulares de compuestos selectos	6.13
6.6 Niveles alcanzables de metales pesados en los efluentes luego de las remociones	6.15
6.7 Efecto de la remoción de metales en la reducción de toxicidad	6.18
6.8 Concentración promedio de metales y remociones observadas	6.20
6.9 Resumen de los factores de concentración de metales observados en los lodos	6.21
6.10 Comparación de mecanismos de remoción para varios contaminantes prioritarios tóxicos en sistema de lodos activados	6.23
6.11 Eficiencias específicas de remoción de contaminantes tóxicos prioritarios	6.24
6.12 Factores de concentración de contaminantes tóxicos prioritarios para tratamiento primario y lodos activados	6.25
6.13 Resumen de las concentraciones en el efluente, remoción y concentración en los lodos primarios y lodos de retorno para los 22 compuestos estudiados	6.27
6.14 Resumen de las pérdidas estimadas por el "Stripping" y pérdidas observadas atribuidas al "Stripping" y a la biodegradación	6.30
6.15 Biodegradabilidad relativa de ciertos compuestos orgánicos.....	6.32
6.16 Degradabilidad biológica de contaminantes tóxicos prioritarios	6.36
6.17 Coeficientes de reacción para efluentes orgánicos seleccionados	6.37
6.18 Distribución del peso molecular de efluentes biológicos	6.41
6.19 Remoción de contaminantes prioritarios por diferentes procesos de tratamiento	6.44
6.20 Concentración de contaminantes prioritarios en los lodos	6.45
6.21 Requerimientos de carbón para llegar a LC50 mayor que el 50% en el efluente de desechos de compuestos químicos orgánicos....	6.56
6.22 Dosis mayores de CAP que dan como resultado mayor remoción de carbón orgánico, color y metales pesados	6.57

Tablas (cont.)

	<u>Página</u>
6.23 Resultados del tratamiento por ozonización del efluente final de la planta	6.61
6.24 Uso de biocidas en los principales cultivos de Costa Rica	6.63
6.25 Uso de biocidas en tierras de cultivo de la Cuenca del Río Negro, Argentina	6.64

TABLAS DEL ANEXO 6.A.II

6.A.II.1 Parámetros de sensibilidad para la evaluación de costos de tecnologías de tratamiento	6.A.II.3
6.A.II.2 Resumen comparativo de costos de capital	6.A.II.5
6.A.II.3 Resumen comparativo de costos de operación y mantenimiento	6.A.II.6
6.A.II.4 Incremento en costos capitales para tecnologías utilizadas en reducción de toxicidad	6.A.II.8
6.A.II.5 Incremento en costos de operación y mantenimiento para tecnologías utilizadas en reducción de toxicidad	6.A.II.9
6.A.II.6 Costos comparativos en valor presente	6.A.II.10
6.A.II.7 Factores de valor presente para gastos incurridos en un tiempo	6.A.II.11
6.A.II.8 Factores de valor presente para gastos anuales constantes	6.A.II.12

6.1 DESCARGAS PUNTUALES DE TOXICOS

6.1.1 Introducción

Las sustancias tóxicas, como se definen en esta sección, son aquellos compuestos o grupos de compuestos que exhiben inhibición o toxicidad para los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales (incluyendo la remoción de carbono y nitrificación), y toxicidad aguda o crónica para los organismos acuáticos. La toxicidad de compuestos orgánicos e inorgánicos identificados, ha sido discutida en otras secciones de este manual.

6.1.2 Revisión de la tecnología

Los procesos de tratamiento de aguas residuales han sido diseñados usualmente para remover contaminantes tradicionales, esto es, DBO y sólidos suspendidos. Recientemente, los procesos fueron modificados para llevar a cabo remociones de nitrógeno y fósforo. La Figura 6.1 muestra las alternativas de tecnología convencional aplicadas generalmente a una amplia variedad de calidad de efluentes. Los detalles de estos procesos pueden ser encontrados en Eckenfelder, et al., 1985.

Sin embargo, en algunos casos, los tóxicos orgánicos son refractarios o se generan como subproductos en los procesos biológicos y, en estos casos, se requerirá de tecnologías fisicoquímicas adicionales para reducir la toxicidad. Las tecnologías más comunes para la reducción de toxicidad se pueden ver en la Figura 6.2 y cada una de ellas será tratada en detalle en esta Sección.

6.1.3 Evaluación de toxicidad/tecnologías

Se ha desarrollado un procedimiento para la evaluación de tecnologías aplicable a la reducción de toxicidad de fuentes puntuales, como se muestra en la Figura 6.3. Este proceso generalmente considera aguas residuales que contienen mezclas de sustancias orgánicas e inorgánicas, pudiendo ser modificado por ausencia de una de ellas.

Inicialmente, una muestra de aguas residuales del tanque de igualación es analizada para determinar la presencia de metales pesados, aceites y grasas, y sólidos suspendidos. Estos componentes deben ser removidos antes de los tratamientos biológicos o biológicos/fisicoquímicos. Como se muestra en la Figura 6.1, para los casos anteriormente citados, se pueden aplicar tecnologías convencionales tales como: coagulación, precipitación, sedimentación y flotación.

El agua residual pretratada es posteriormente evaluada en un Reactor de Alimentación Discontinua ("batch") (RAD) para determinar su biodegradabilidad y toxicidad al tratamiento biológico, incluyendo la nitrificación si es requerida. El protocolo para ejecutar esta prueba se detalla en el Anexo 6.A.1.

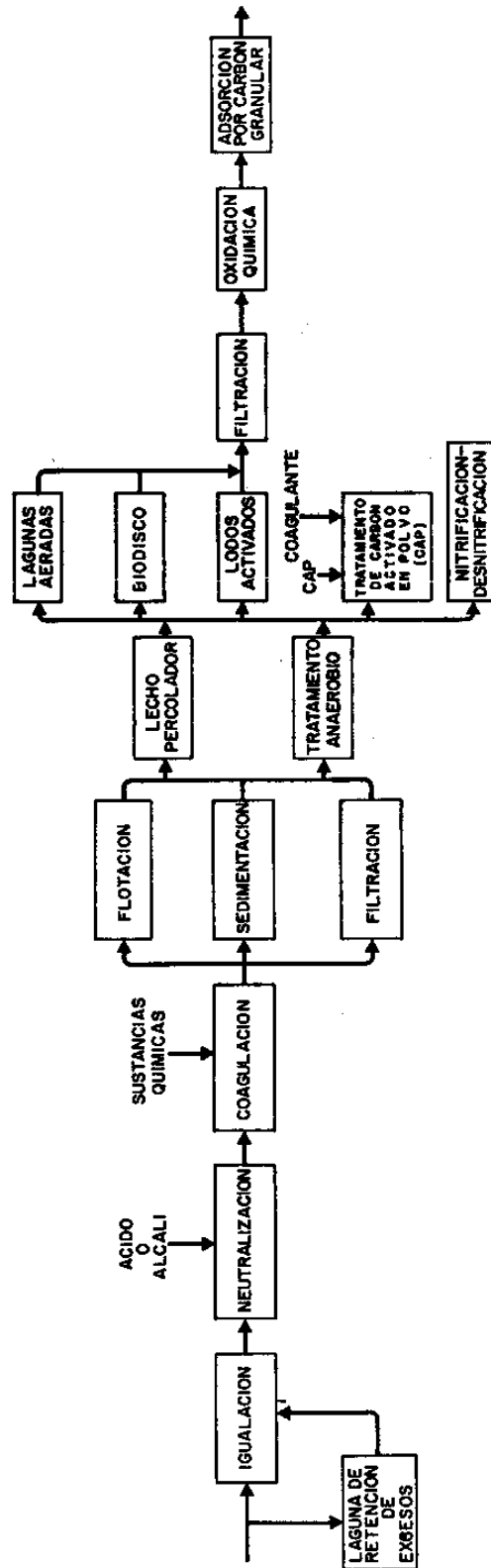


Fig. 6.1: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO CONVENCIONAL
(Eckenfelder, 1965)

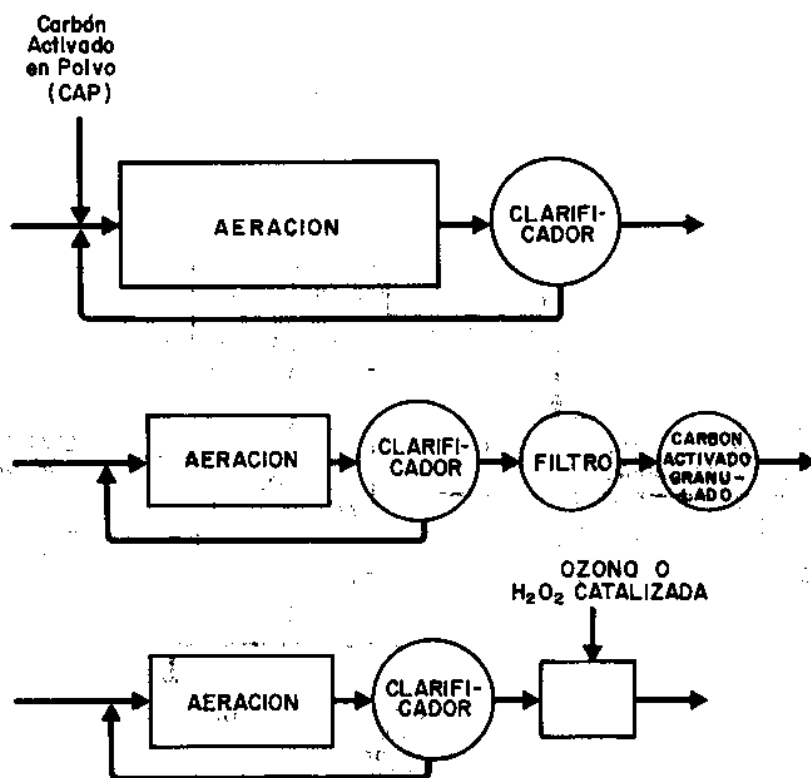


Fig. 6.2 : ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO PARA REDUCCION DE TOXICIDAD

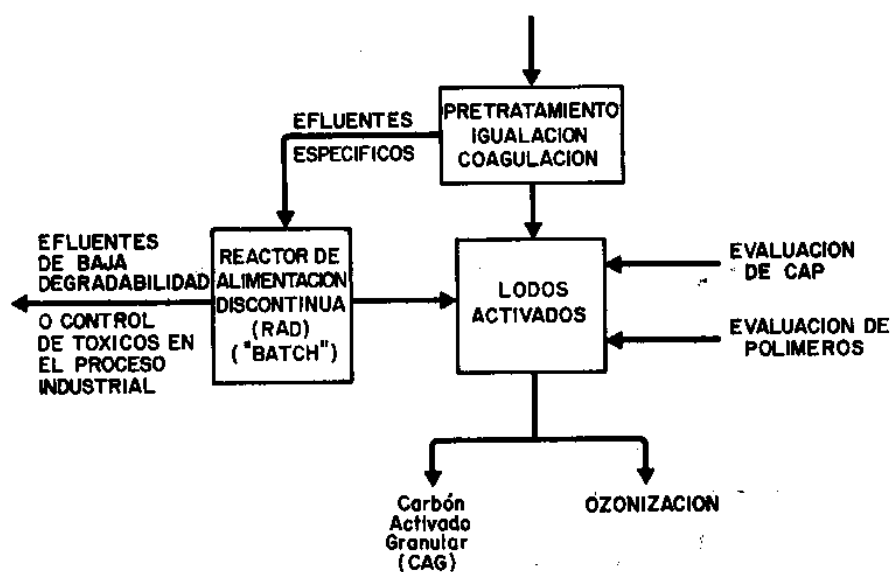


Fig. 6.3 : PROCEDIMIENTO DE EVALUACION TECNOLÓGICA PARA REDUCCION DE TOXICIDAD EN FUENTES PUNTUALES

Si el desecho es no biodegradable y tóxico, es desviado a un tratamiento separado. Si, en cambio, es degradable pero muestra un umbral tóxico, deberá evaluarse la reducción de su toxicidad mediante un tratamiento biológico. Una unidad de tratamiento biológico continuo, del tipo mostrado en la Figura 6.4, se programa para operar bajo el umbral tóxico identificado en el protocolo de prueba con el Reactor de Alimentación Discontinua. En este procedimiento, el reactor biológico continuo es operado con una carga orgánica (razón de sustrato/microorganismos, F/M por sus siglas en inglés) de 0,2 kg DBO/día kg SSVLM (Sólidos Suspendidos Volátiles de Licor Mezclado).

Después de la aclimatación, el bioefluente es evaluado para contaminantes convencionales, contaminantes tóxicos prioritarios si es requerido, y bioensayos (esto es, LC50).

Si el bioefluente falla en cumplir con el LC50 requerido, se deben evaluar tecnologías alternas, incluyendo carbón activado en polvo (CAP), oxidación química, adición de polímeros o carbón activado granular (CAG). La determinación del LC50 siguiendo estos tratamientos indicará las tecnologías a aplicar.

Este procedimiento no intenta optimizar cualquiera de las tecnologías propuestas, sino solamente identificar aquellas que cumplirán con la calidad requerida del efluente. Se requiere de una evaluación adicional para desarrollar el criterio de diseño, como se detalla posteriormente en esta sección.

Basados en los resultados de los procedimientos antes mencionados, los efluentes específicos pueden ser clasificados en relación a la alternativa potencial de tratabilidad que se muestra en la Tabla 6.1. La carga máxima de planta es aquella concentración específica del efluente que puede producir un LC50 mayor a 50%.

6.1.4 Tratamiento y control de las fuentes

En el caso de aguas residuales de clase "A" (no degradables y tóxicas) o de clase "B", las cuales son todavía tóxicas después del tratamiento biológico y que pueden ser separadas en una corriente de poco volumen y alta concentración, el tratamiento directamente en la fuente de contaminación puede proveer una solución efectiva en costos. Las tecnologías más comunes se muestran en la Figura 6.5. La remoción de compuestos inorgánicos se discute en el punto 6.1.5 (Remoción de metales pesados). El carbón en forma granular se aplica usualmente en columnas y se discute en el punto 6.1.7.

La oxidación química usando peróxido de hidrógeno catalizado ha sido exitosa en algunos casos. La Tabla 6.2 muestra los resultados del tratamiento para dos aguas residuales distintas. Para el desecho N° 1 se observa una reducción sustancial en la toxicidad; en cambio, para el N° 2 la reducción de toxicidad es muy pequeña a pesar que se obtuvo una reducción sustancial en Carbono Orgánico Total (COT). Queda claro entonces, que la aplicación de la oxidación química necesita ser evaluada caso por caso.

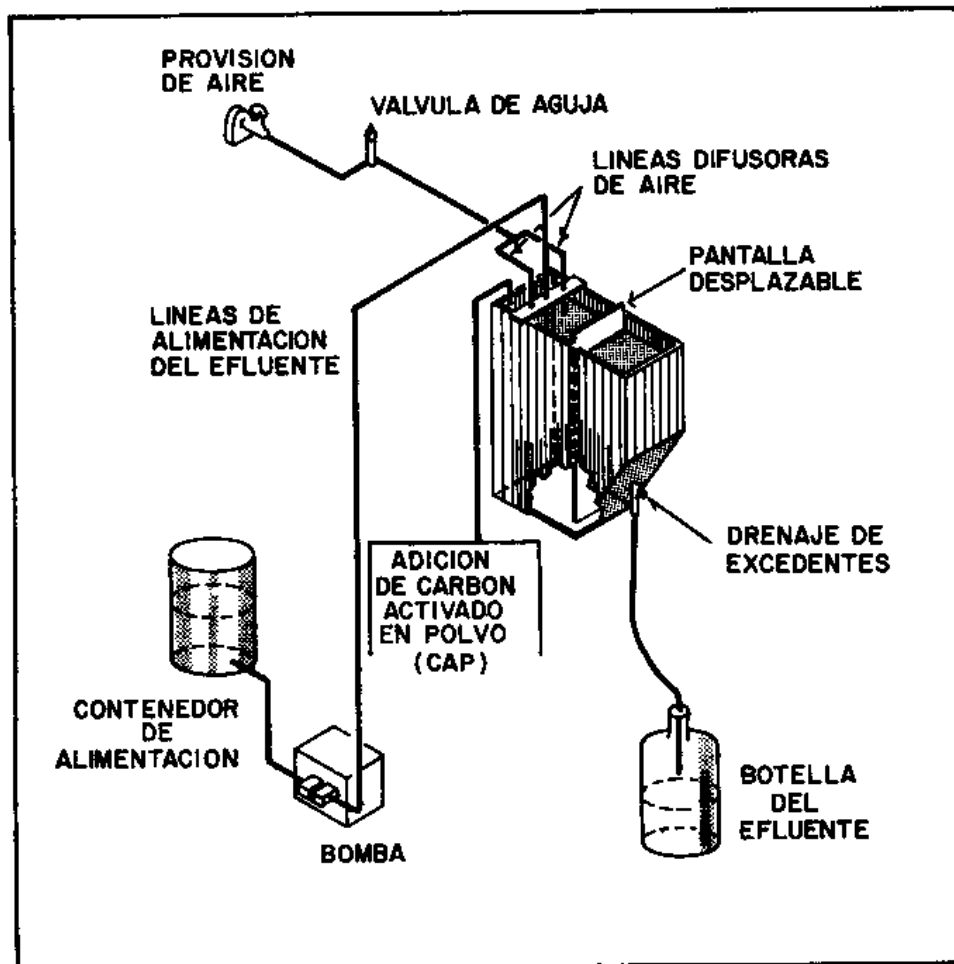


Fig. 6.4 : REACTOR BIOLOGICO CON ADICION ALTERNATIVA DE CARBON ACTIVADO EN POLVO (CAP)

Tabla 6.1

CLASIFICACION DE LOS EFLUENTES DE AGUAS RESIDUALES DE UN
COMPLEJO QUIMICO MULTIPRODUCTO^a

	α Max (mg COT/g-h)	48-h LC50 (COT, mg/l)	Carga Máxima (COT, mg/l)
Desechos líquidos Clase "A" (No degradable con probable toxicidad)			
A	<1	<8	1
B	<1	0,5	0,4
C	<1	16	5,5
D	<1	2,4	1,7
Desechos líquidos Clase "B" (Biodegradable con probable toxicidad)			
E	22,4	16	4
F	30,0	14	8
G	7,9	26	10
H	5,5	7,2	3,1
Desechos líquidos Clase "C" (Improbable que induzca toxicidad)			
I	26,5	104	14
J	5,3	319	36
K	5,4	111	11,7
L	14,1	375	56

^a Pruebas con camarón del género Mysis.

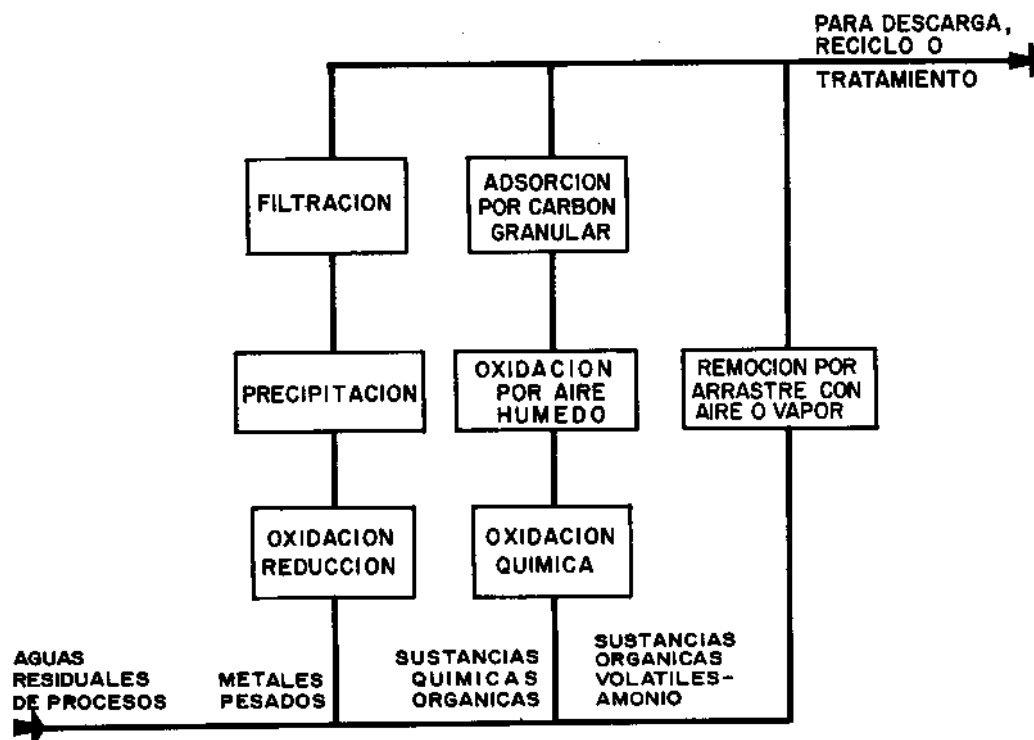


Fig. 6.5 : TECNOLOGIAS DE CONTROL COMUNMENTE EMPLEADAS
(Eckenfelder et al., 1985)

Tabla 6.2

OXIDACION DE CORRIENTES DE DESECHOS CONCENTRADOS
MEDIANTE PEROXIDO DE HIDROGENO CATALIZADO

MUESTRA	COT (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO (mg/l)	LC50 (%)
AGUAS RESIDUALES 1				
Antes H_2O_2	92	301	135	16,3
Después H_2O_2	52	184	57	29,7
Remoción (%)	43,4	38,9	57,8	-
AGUAS RESIDUALES 2				
Antes H_2O_2	2150	2040	300	2,4
Después H_2O_2	95	850	42	3,0
Remoción (%)	95,5	58,3	86,0	-

La oxidación por aire húmedo (OAH) ha sido aplicada con éxito en muchos casos. Está basada en una reacción en la fase líquida entre la materia orgánica del agua residual y el aire aplicado por un compresor. La reacción tiene lugar sin llama alguna en un recipiente cerrado. El sistema es presurizado y la temperatura del mismo, proporcionada por una caldera de arranque, es automantenida una vez que la reacción comienza. Estas unidades operan normalmente a 288°C (550°F) y 136 atmósferas (2000 psig). Las reducciones obtenidas se muestran en la Tabla 6.3 (U.S. EPA, 1986) mientras que en la Tabla 6.4 se dan los resultados para dos aguas residuales. De la misma forma que en el caso de oxidación química, se observa una reducción sustancial en la toxicidad del desecho "B"; pero en cambio, el "A" es todavía altamente tóxico luego de la oxidación. También la aplicación de la OAH debe ser analizada caso por caso.

Aún cuando no está todavía muy aplicado, el uso de resinas macroreticulares puede ser un excelente medio para remover compuestos orgánicos específicos, dejando que los otros compuestos sean removidos por medios más convencionales. Estas resinas son altamente específicas y pueden ser formuladas para remover una o varias clases de compuestos. La evaluación y aplicación de esta tecnología requiere gran cantidad de información sobre los compuestos específicos relacionados con la toxicidad y una capacidad analítica significativamente más compleja que para la mayoría de los otros procesos. Sin embargo, si son correctamente probadas y aplicadas, las columnas de resina pueden tener una buena relación costo-efectividad con o sin recuperación de solventes y su reuso.

Las resinas macroreticulares son efectivas para la reducción de toxicidad debido a mecanismos similares al carbón activado. Estas son aplicables a las aguas residuales que requieren la remoción de compuestos específicos, los cuales se sabe son tóxicos. Tales compuestos o clases de compuestos se adsorben en la superficie de la resina. Los sistemas se operan comúnmente en series de columnas, reemplazando la columna inicial luego que todos los lugares de adsorción están colmatados. Los resultados de los tratamientos de compuestos específicos utilizando el sistema de resinas macroreticulares se muestran en la Tabla 6.5. En ella se puede ver que se logran comúnmente remociones superiores al 99%.

A veces, el cambio de los procesos o la sustitución de la materia prima, da como resultado una reducción de la toxicidad del agua residual, pudiendo pasar de clase "A" a clase "B" o "C". Estas alternativas deben ser parte integral de cualquier programa de reducción de toxicidad.

6.1.5 Remoción de metales pesados

Los metales pesados están presentes en una variedad de aguas residuales industriales, tales como las de la industria de la galvanoplastia, química y petroquímica y la fabricación de pinturas y pigmentos. Es importante remover estos metales antes de los tratamientos biológicos, para evitar la toxicidad y la acumulación de los mismos en el lodo biológico (ver punto 6.1.5.1). La remoción de metales puede obtenerse a partir de un tratamiento directamente en

Tabla 6.3

REDUCCION POR MEDIO DE OXIDACION CON AIRE HUMEDO
(U.S. EPA: Project Summary, 1986)

	Afluente mg / l	Efluente mg / l	Porcentaje de Reducción
Fenoles Totales	28 700	66	99,77
Azufre Orgánico	3010	180	94,02
Azufre de Sulfuros	333	1	99,70
Cianuro	25 400	82	99,70
Plaguicidas (malatión, carba- ril, metoxicloro, dinoseb)	169	0,93	99,45
DQO Total	76 000	2500	96,70

Tabla 6.4

OXIDACION POR AIRE HUMEDO DE DESECHOS LIQUIDOS CONCENTRADOS

	Desechos	
	A	B
DQO Afluente, mg/l	28 800	198 200
% Remoción	79,1	86,3
DBO Afluente, mg/l	228	82 500
% Remoción	99,5	83,8
Color Afluente APHA	$1 \cdot 10^6$	-
% Remoción	98,5	-
LC50 Afluente ^a	1,1	3,2
LC50 Efluente ^a	4,1	87
Temperatura de oxidación 260°C x 60 minutos		

^a 48 h LC50 de camarón del género *Mysid* a 1:25 de dilución

Tabla 6.5

TRATAMIENTO CON RESINAS MACRORETICULARES DE COMPUESTOS SELECTOS

Compuesto	Afluente ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Efluente ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Porcentaje de Reducción
Tetracloruro de carbono	20 450	490	97,60
Hexacloroetano	104	0,1	99,90
2-Cloronaftaleno	18	3	83,33
Cloroformo	1430	35	97,55
Hexaclorobutadieno	266	< 0,1	> 99,96
Hexaclorociclopentadieno	1127	1,5	99,87
Naftaleno	529	< 3	> 99,43
Tetracloroetileno	34	0,3	99,12
Tolueno	2360	10	99,58
Aldrin	84	0,3	99,64
Dieldrin	28	0,2	99,29
Clordano	217	< 0,1	> 99,95
Endrin	123	1,2	99,02
Heptacloro	40	0,8	98,00
Heptacloro epóxido	11	< 0,1	> 99,09

la fuente o de una precipitación química. Los niveles alcanzables en el efluente del tratamiento de aguas residuales que contienen metales se muestran en la Tabla 6.6.

A pesar de que las tecnologías convencionales para la mayoría de los contaminantes inorgánicos están bien establecidas, la necesidad de tratamientos extremos o constituyentes inusuales en las aguas residuales, pueden impedir su aplicación. Algunas tecnologías avanzadas como intercambio iónico u ósmosis inversa, no son comúnmente apropiadas, particularmente en presencia de sustancias dañinas o altas concentraciones salinas de base.

Se pueden hacer algunos comentarios resumiendo las tecnologías aplicables para los metales pesados más comunes:

Arsénico El arsénico inorgánico existe como ión arsenito (As^{+3}) o ión arsenato (As^{+5}). El arsénico puede ser removido por precipitación con cal o con sulfuro, o coprecipitado con hidróxido de hierro o aluminio. La eficiencia del tratamiento está influenciada por el estado de oxidación del arsénico. La precipitación con sulfuro es parcialmente efectiva para el arsenato pero inefectiva para arsenito. La precipitación con cal produce una eficiencia de tratamiento más alta pero requiere pH 12. La coprecipitación produce el efluente de mayor calidad pero tiene el inconveniente de producir mucho lodo. La eficiencia con aluminio decrece por encima de pH 7 mientras que con hierro lo hace por encima de pH 9. Estos procesos operan mejor sobre arsenatos, de forma tal que se debe realizar un proceso previo de oxidación cuando el arsénico está presente como arsenito. Para altas concentraciones de arsénico se encontró que una coprecipitación de múltiples etapas es efectiva, produciendo una considerable reducción en la generación de lodo.

Cadmio El cadmio se remueve más eficientemente por precipitación del hidróxido a pH entre 9 y 12. La precipitación es también posible como carbonato de cadmio a pH 10. La cal dará un precipitado de mayor capacidad de sedimentación que el caústico.

Cromo hexavalente El cromo hexavalente debe ser reducido al estado trivalente con la precipitación del hidróxido subsecuente. La precipitación del cromo trivalente es más efectiva a pH entre 8,5 y 9,5. La reducción se alcanza a pH entre 2 y 3 con un agente químico reductor como dióxido de azufre, bisulfito de sodio o sulfato ferroso. La eficiencia de la conversión de cromo es interdependiente del tiempo de reacción, pH y el tipo y concentración del agente reductor usado. En la industria de galvanoplastia se ha usado el sistema de intercambio iónico para recuperación de cromo y reuso de agua.

Cobre El cobre se remueve comúnmente por precipitación a pH entre 9 y 10,3. Los cianuros, otros agentes complejantes o altas

Tabla 6.6

NIVELES ALCANZABLES DE METALES PESADOS EN LOS EFLUENTES
LUEGO DE LAS REMOCIONES
(Patterson, 1985)

Metal	Concentración alcanzable en el efluente (mg/l)	Tecnología
Arsénico	0,05	Precipitación con sulfuro y filtración
	0,06	Adsorción con carbón
	0,005	Coprecipitación con hidróxido férrico
Bario	0,5	Precipitación con sulfato
Cadmio	0,05	Precipitación con hidróxido a pH 10-11
	0,05	Coprecipitación con hidróxido férrico
	0,008	Precipitación con sulfuro
Cobre	0,02 - 0,07	Precipitación con hidróxido
	0,01 - 0,02	Precipitación con sulfuro
Mercurio	0,01 - 0,02	Precipitación con sulfuro
	0,001 - 0,01	Coprecipitación con alumbre
	0,0005 - 0,005	Coprecipitación con hidróxido férrico
	0,001 - 0,005	Intercambio iónico
Níquel	0,12	Precipitación con hidróxido a pH 10
Selenio	0,05	Precipitación con sulfuro
Zinc	0,1	Precipitación con hidróxido a pH 11

concentraciones de carbonatos se complejarán con el cobre e interferirán con la precipitación, siendo requerido un pretratamiento para su remoción. La clarificación por gravedad es usualmente efectiva para la remoción de sólidos.

Cianuros

Las aguas residuales que contienen cianuros son comúnmente tratados usando cloración alcalina. El proceso es más efectivo utilizando un sistema de dos etapas en el cual el cianuro es oxidado a cianato (CNO^-), seguido de una cloración adicional como segunda etapa. Los cianuros han sido también tratados usando ozono, oxidación con peróxido de hidrógeno o descomposición electrolítica.

Plomo

Tetraetilo

La precipitación es muy efectiva con excepción de aquellos casos como en la industria del tetraetilo de plomo en los cuales se producen concentraciones significativas de compuestos orgánicos con plomo. El plomo en su forma orgánica no es fácil de eliminar por precipitación y el componente orgánico debe ser destruido químicamente, como por ejemplo, por cloración antes de la precipitación. La precipitación es más efectiva entre pH 9 y 10. El tratamiento con cal produce un lodo de buena sedimentación mientras que el tratamiento con soda cáustica puede requerir filtración.

Mercurio

Hay varias tecnologías que han sido aplicadas para la remoción de mercurio. El intercambio iónico y la coagulación son empleados comúnmente. El intercambio iónico implica la formación de complejos de un cloruro mercúrico cargado negativamente por adición de cloro o hipoclorito y la remoción del complejo de cloruro mercúrico con una resina de intercambio iónico. La coagulación ha sido aplicada con éxito a aguas de lavado que contienen mercurio orgánico e inorgánico. El hierro y el alumbre producen una remoción equivalente de mercurio; sin embargo, el lodo de alumbre muestra propiedades de sedimentación más pobres. Se requiere de filtración del efluente para llegar a la calidad óptima del mismo. Puede emplearse también la adsorción por carbón para remover mercurio, pero es menos efectiva que el intercambio iónico o la coagulación para altos niveles de mercurio en el afluente. La adsorción puede ser empleada cuando los niveles de mercurio en el afluente están por debajo de $50\mu\text{g}/\text{l}$.

Níquel

El níquel existe usualmente como un ión soluble pero forma compuestos estables con amoníaco, EDTA o cianuro. La precipitación con hidróxido se logra a pH 9,5. Usualmente se requiere de filtración para una calidad óptima consistente del efluente.

Zinc

El zinc es comúnmente removido por precipitación con hidróxido. Se ha observado un rendimiento óptimo a valores de pH tan bajos como 9,0 a 9,5 y tan altos como 11, y más. El zinc es un metal

anfótero cuya solubilidad se incrementa a pH altos y bajos. Es posible que algunos constituyentes (como agentes complejantes), que no fuesen el zinc en las aguas residuales, puedan influir en la eficiencia de la precipitación del zinc como función del pH. Para las aguas residuales que contienen zinc, la mejor tecnología requiere la determinación de y tratamiento al valor óptimo de pH para las aguas residuales específicas, y una remoción eficiente de los sólidos suspendidos por medio de clarificación por gravedad y/o filtración.

6.1.5.1 Consideraciones generales

En la mayoría de los casos, la igualación de la tasa de flujo y la concentración de contaminantes en las aguas residuales al comienzo del sistema de tratamiento proveerán condiciones del afluente más estables, así como también un control más económico y confiable. Aquellas sustancias que representan interferencias y pueden afectar negativamente el funcionamiento, requerirán pretratamiento. Un ejemplo lo constituye el amoníaco que puede complejar metales y que puede ser retirado previo a la remoción de los mismos. Las aguas duras, con alto contenido de calcio y magnesio pueden ocasionar una demanda excesiva de cal y generar una cantidad adicional de lodo. En el tratamiento con cal de las aguas con altas concentraciones de sulfato, se formará sulfato de calcio, el cual tenderá a obstruir los filtros. En este contexto, las cantidades producidas de lodos y sus características requerirán especial atención.

En la mayoría de las aplicaciones se empleará cal o soda cáustica para las neutralizaciones. El costo para un sistema de alimentación/almacenamiento de soda cáustica es menor que para el mismo sistema en el tratamiento con cal. La soda cáustica es, sin embargo, un producto químico más costoso y, usualmente, produce una sedimentación más pobre y un precipitado más difícil de deshidratar.

En la elección del sistema, los procesos discontinuos ("batch") son usualmente más económicos de construir y operar que los continuos. Los procesos discontinuos son más aplicables a volúmenes de aguas residuales menores de 380 m³/d (100 000 gpd).

Se ha demostrado que los metales pesados contribuyen a la toxicidad del efluente y se logran mejorías significativas en el LC50 cuando se reducen las concentraciones de metales. La Tabla 6.7 muestra los resultados de toxicidad usando camarón del género *Mysid*, antes y después de la precipitación de los metales. Como puede verse, hay una mejora significativa en el LC50 relacionada directamente con la reducción de la concentración del metal.

Adicionalmente, varios investigadores han desarrollado estudios con la finalidad de evaluar la remoción de metales en sistemas convencionales de tratamiento para aguas residuales municipales y su nivel de concentración en los lodos. Esta información es esencial para la promulgación de regulaciones de pretratamiento, aspecto importante desde el punto de vista de protección

Tabla 6.7

EFFECTO DE LA REMOCION DE METALES EN LA REDUCCION DE TOXICIDAD

	48 h LC50	% Reducción	Cu mg/l	Cr mg/l	Zn mg/l	Ni mg/l
Efluente secundario	16	-	0,24	0,50	0,16	0,71
Después de la flocula- ción con sulfato de aluminio	21	31	0,06	0,35	0,07	0,52
Después de la precipita- ción con hidróxido	24	50	0,03	0,25	0,03	0,49

^a Pruebas con camarón del género *Mysid*

ambiental y manejo del recurso agua, así como en la selección de la mejor opción de manejo y disposición final de los lodos generados. En estos procesos, es bien conocida la propiedad de los metales a particionarse a cierto grado y concentrarse en los lodos del proceso.

Esmond, et al., (1980) y Petrasek (1977) han reportado que la remoción de estos compuestos depende de la concentración, lo cual implica que altas concentraciones en el afluente resulten en una mayor remoción de metales. Asimismo, se ha reportado (Dep. of Health, Calif., 1975 y Water Resour. Control Board, Calif., 1980) que el calcio y el magnesio son muy refractarios a los procesos biológicos y no se remueven por procesos convencionales de tratamiento.

Petrasek y Kugelman (1983) en un estudio llevado a cabo con la finalidad de evaluar el comportamiento de 13 metales en un sistema convencional de lodos activados, flujo tipo pistón a escala piloto, concluyeron que cuando la concentración se evalúa en mg de metal por kg de sólido en peso seco, la concentración en los lodos secundarios del procesos es por lo general, de dos a cinco veces mayor que la cantidad presente en los lodos primarios. Observaron además que del 10 al 15% de la cantidad total de metales en el afluente fue removida en los lodos primarios, mientras que en el proceso de lodos activados se removió un 30%. La remoción promedio de los 13 metales estudiados fue de alrededor del 42%. Los resultados obtenidos en el estudio se muestran en las Tablas 6.8 y 6.9.

Los resultados anteriores muestran que, mientras bajas concentraciones de metales en las aguas residuales son generalmente no inhibitorios de la eficiencia de remoción de compuestos orgánicos, su acumulación en los lodos puede afectar el subsecuente tratamiento de los mismos y las operaciones de disposición. Los metales se complejarán con la pared celular y se bioacumularán, como se muestra en la Figura 6.6.

6.1.6 Tratamiento biológico

La mayoría de los compuestos tóxicos orgánicos son removidos por medio de tratamientos biológicos. Esta remoción, sin embargo, puede ocurrir a través de uno o más mecanismos denominados: sorción, "stripping" (arrastre de compuestos volátiles disueltos en líquidos mediante flujo de aire en ambientes no saturados de agua) o biodegradación. La Tabla 6.10 muestra varios compuestos orgánicos y los mecanismos responsables de su remoción. La Tabla 6.11 resume los resultados cuantitativos reportados por Kincannon y Stöver (1982) para varios de los compuestos orgánicos tóxicos más comunes.

6.1.6.1 Sorción

Una limitada sorción sobre los sólidos biológicos ocurre para una variedad de compuestos orgánicos y este fenómeno, en la mayoría de los casos, no es un mecanismo principal para la remoción de compuestos orgánicos como lo muestra la Tabla 6.12. Una excepción lo constituye el Lindano, como fue

Tabla 6.8

CONCENTRACION PROMEDIO DE METALES Y REMOCIONES OBSERVADAS

(Petrasek y Kungelman, 1983)

Parámetros	Afluente (mg/l)	Efluente del cla- rificador primario (mg/l)	Remoción del cla- rificador primario (%)	Efluente del pro- ceso de lodos activados (mg/l)	Remoción del pro- ceso de lodos activados (%)	Remoción total (%)
Ag	0,0080	9,0	0	< 0,0050	44	38
As	0,0206	16,0	16	0,0167	0	19
Ca	86,0	81,0	6	81,0	0	6
Cd	20,9	17,0	19	7,9	54	62
Cr	0,63	0,51	19	0,34	33	46
Cu	0,80	0,57	29	0,16	72	80
Fe	4,29	2,44	43	1,01	59	77
Hg	< 0,0020	2,0	0	< 0,0020	0	0
Mg	17,6	18,0	0	17,9	1	0
Mn	0,65	0,55	15	0,4	27	39
Ni	0,45	0,27	40	0,18	33	60
Pb	0,88	0,58	34	0,11	81	88
Zn	1,24	1,28	0	0,46	64	63
SDT	1537	1446	6	1389	4	10

Tabla 6.9

RESUMEN DE LOS FACTORES DE CONCENTRACION DE METALES OBSERVADOS
EN LOS LODOS

(Petrasek y Kungelman, 1983)

Metal	Afluente (mg/l)	Lodos activados			Lodos primarios		
		(mg/l)	(mg/kg)	Factor de Concent.	(mg/l)	(mg/kg)	Factor de Concent.
Ag	0,008	0,12	18,8	14,6	0,18	5,47	22,4
As	0,021	0,16	25,1	7,6	0,114	3,49	5,5
Ca	86,0	106	16 609	1,2	524	16 024	6,1
Cd	0,021	0,088	13,8	4,2	0,139	4,25	6,7
Cr	0,63	15,8	2474	25,1	20,4	625	32,4
Cu	0,80	18,0	2817	22,5	31,0	948	38,8
Fe	4,29	42,6	6678	9,9	51,5	1574	12,0
Hg	<0,002	-	< 1,4	-	0,018	< 0,55	> 9,0
Mg	17,6	24,0	3761	1,4	64,3	1966	3,7
Mn	0,65	10,7	1669	16,5	20,5	628	31,5
Ni	0,45	4,5	699	10,0	14,6	445	32,4
Pb	0,88	15,1	2368	17,2	32,2	985	36,6
Zn	1,24	19,0	2977	15,3	46,4	1417	37,4

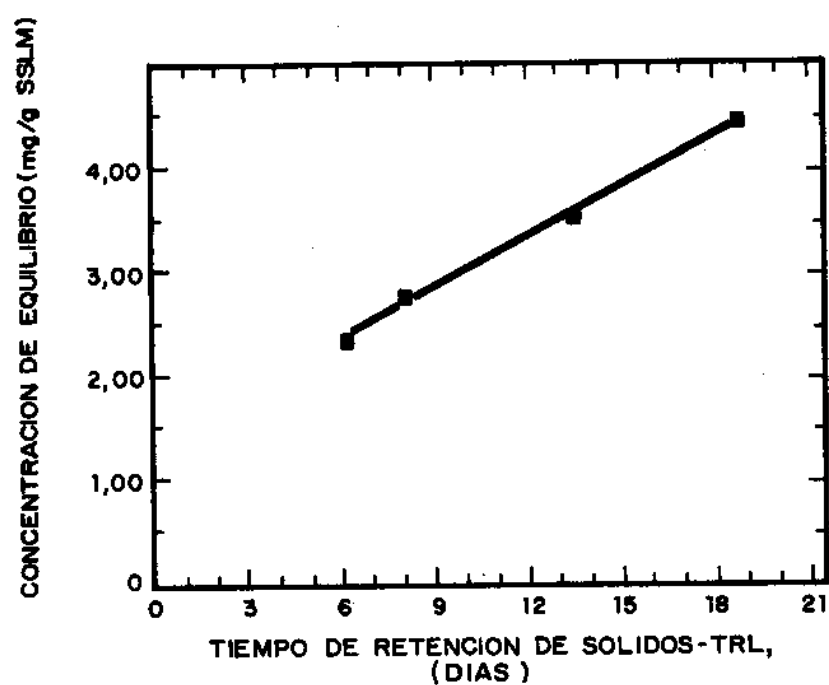


Fig. 6.6: ACUMULACION DE COBRE EN EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Tabla 6.10

COMPARACION DE MECANISMOS DE REMOCION PARA VARIOS
CONTAMINANTES PRIORITARIOS TOXICOS
EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

Biodegradación ^a	Biodegradación y "Stripping" ^b	"Stripping" ^c	Refractario ^d
Nitrobenceno	Acetato de etilo	1,2-Dicloroetano	bis(2-etil- hexil) ftalato
2,4-Diclorobenceno	Benceno	1,1,1-Tricloro- etano	
2,4-Dinitrobenceno	1,2-Diclorobenceno	1,1,2,2-Tetra- cloroetano	
Acroleína	Cloruro de metileno	1,2-Dicloropro- pano	
Acrilonitrilo	Tolueno	Tricloroetileno	
Pentaclorofenol	Etilbenceno		
Fenol	Cloroformo		
Fenantreno	Tetracloruro de carbono		
Naftaleno			
Bencidina			

a Compuestos que muestran una biodegradación mayor que 95%

b Compuestos que muestran entre 5 y 50% de remoción mediante "stripping"
y una remoción total mayor que 95%

c Compuestos que muestran una remoción mayor que 95% mediante "stripping"

d Compuestos que muestran una remoción total menor al 80%

Tabla 6.11

EFICIENCIAS ESPECIFICAS DE REMOCION DE CONTAMINANTES TOXICOS PRIORITARIOS
(Kincannon, D.F. y Stover, E.L., 1982)

Compuestos	Porcentaje del tratamiento obtenido		
	"Stripping"	Absorción	Biodegradación
Compuestos Nitrogenados			
Acrilonitrilo			99,9
Fenoles			
Fenol			99,9
2,4-Dinitrofenol			99,3
2,4-Diclorofenol			95,2
Fenol policlorado		0,58	97,3
Aromáticos			
1,2-Diclorobenceno	21,7		78,2
1,3-Diclorobenceno	-	-	-
Nitrobenceno			97,8
Benceno	2,0		97,9
Tolueno	5,1	0,02	94,9
Etilbenceno	5,2	0,19	94,6
Hidrocarburos halogenados			
Cloruro de metileno	8,0		91,7
1,2-Dicloroetileno	99,5	0,50	
1,1,1-Tricloroetileno	100,0		
1,1,2,2-Tetracloroetileno	93,5		
1,2-Diclorofenol	99,9		
Tricloroetileno	65,1	0,83	33,8
Cloroformo	19,0	1,19	78,7
Tetracloruro de carbono	33,0	1,38	64,9
Compuestos oxigenados			
Acroleína			99,9
Hidrocarburos aromáticos polinucleares			
Fenantreno			98,2
Naftaleno			98,6
Ftalatos			
BIS (2-Etilhexil) ftalato			76,9
Otros			
Acetato de etilo			98,8

Tabla 6.12

FACTORES DE CONCENTRACION DE CONTAMINANTES TOXICOS PRIORITARIOS
PARA TRATAMIENTO PRIMARIO Y LODOS ACTIVADOS
(Petrasek, et al, sin fecha; Petrasek, 1981)

Compuesto	Factor de concentración de lodo ^a	
	Primario	Secundario
Acenafteno	111	1
Benceno	5	<1
Clorobenceno	5	<1
2,4-Dimetilfenol	85	<1
Etilbenceno	13	<1
Fluoranteno	138	5
Naftaleno	60	<1
Pentaclorofenol	111	2
Bis (2-etilhexil) ftalato	74	18
Butilbencil ftalato	248	3
Di-N-butilftalato	89	4
Di-N-octilftalato	73	17
Dietilftalato	12	8
Criseno	76	7
Antraceno	128	2
Fluoreno	62	1
Fenantreno	119	<1
Pireno	160	3
Triclorometileno	10	<1
Heptacloro	85	18
Lindano	21	4
PCB-1254	37	47

^a Factor de concentración = concentración de contaminante en los lodos (peso-humedad) dividido por concentración de los contaminantes en las aguas residuales. Para lodos primarios, el factor es calculado para lodos primarios y afluente primario. Para lodos secundarios, el factor es calculado para el lodo activado de retorno y el efluente primario.

reportado por Weber y Jones (1983), quienes mostraron que mientras no ocurriera biodegradación había sorción significativa. Es probable que otros biocidas puedan responder en una forma similar en los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales.

Mientras que la sorción en la biomasa no parece ser un mecanismo significativo para la remoción de tóxicos orgánicos, la sorción en los sólidos suspendidos en un tratamiento primario puede ser significativa, como se muestra en la Tabla 6.13. En relación a esto, Chiou, et al. (1977), Neely, et al. (1974), Mackay (1979) y Lyman, et al. (1982) han propuesto el uso del coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) para estimar la distribución de los compuestos orgánicos entre la fase líquida y el material en partículas presente.

Asimismo, Petrusek, et al. (1983) indican que el K_{ow} puede ser un parámetro de utilidad para estimar la partición de los compuestos en los lodos primarios. Un análisis similar para los lodos activados mostró que la correlación existente entre la razón de concentración y el K_{ow} es mucho menor que la observada para los lodos primarios. Ver Fig. 6.7 y 6.8.

La importancia de este fenómeno es el comportamiento de los compuestos orgánicos durante las operaciones subsecuentes de manejo del lodo. En algunos casos se puede presentar toxicidad al tratamiento anaerobio o puede haber restricciones a la disposición en terreno.

6.1.6.2 Arrastre de compuestos volátiles disueltos en líquidos mediante flujo de aire en ambientes no saturados de agua ("Stripping")

El carbono orgánico volátil (COV) será removido por aire ("Stripping") en los procesos biológicos de tratamiento, esto es: lechos percoladores, lodos activados, lagunas aeradas. Dependiendo del COV en cuestión, tanto remoción por arrastre de aire ("Stripping") como la biodegradación pueden ocurrir simultáneamente como se ve en la Figura 6.9. Estudios realizados por McCarty (1980) y Strier y Gallup (1982) muestran la importancia del "stripping" en la remoción de algunos compuestos orgánicos presentes en los líquidos residuales, concluyendo que compuestos orgánicos con valores de constantes de Henry mayores a 10^3 atm/mol-m^3 son afectados por el fenómeno de "stripping", con remociones mayores al 25%. En la Tabla 6.14, Petrusek, et al (1983) presentan un resumen de las pérdidas estimadas por "stripping" y las pérdidas observadas atribuidas al "stripping" y a la biodegradación.

El proceso de remoción por arrastre con aire en los tratamientos biológicos recibe una considerable atención en Estados Unidos, dado que la legislación está limitando severamente las emisiones de COV. Roberts, et al (1984) ha presentado recientemente un procedimiento para estimar las emisiones de COV de la aeración de reactores.

Tabla 6.13

RESUMEN DE LAS CONCENTRACIONES EN EL EFLUENTE, REMOCION Y CONCENTRACION EN LOS LODOS PRIMARIOS Y LODOS DE RETORNO PARA LOS 22 COMPUESTOS ESTUDIADOS

(Petrasek, et al. 1983)

Compuesto	Efluente	Remoción	Lodos		Factores de Concen-	
	Lodo acti-	Total	Primarios	Lodos Ac-	trados de Concen-	
	vados				tivados de	trac. en los lodos
	(µg/l)	(%)	Retorno		Primario	Lodos ac.
			(mg/kg)			de retorno
Biocidas/PCBs						
Arochlor 1254	< 2,9	98	165,0	844,0	403,0	47,0
Heptacloro	< 2,3	93	16,0	82,0	68,0	19,0
Lindano	< 25,8	45	5,3	27,0	25,0	4,0
Toxafeno	< 2,9	98	51,0	259,0	173,0	19,0
Fenoles						
2,4-dimetilfenol	< 0,9	99	0,6	3,1	0,3	0,3
Fenol	< 13,5	95	2,8	14,0	9,0	3,0
Pentaclorofenol	< 6,3	19	0,6	3,1	54,0	2,0
Ftalatos						
Bis-(2-etilhexil)-ftalato	< 11,3	79	205,0	153,0	130,0	19,0
Butilbenzilftalato	< 1,3	96	250,0	19,0	244,0	3,0
Dietilftalato	< 1,2	97	22,0	31,0	15,0	3,0
Dimetilftalato	< 0,8	98	1,1	6,2	1,0	1,0
Di-n-butilftalato	< 2,7	94	107,0	37,0	79,0	4,0
Di-n-octilftalato	< 4,8	83	162,0	91,0	187,0	17,0
Hidrocarburos aromáticos polinucleares						
Acenaftaleno	< 1,2	97	103,0	11,0	84,0	1,0
Antraceno	< 0,9	97	147,0	13,0	138,0	3,0
Benzo(a)antraceno	< 0,6	98	99,0	33,0	136,0	8,0
Criseno	< 1,2	97	183,0	38,0	154,0	7,0
Fluoranteno	< 1,9	94	162,0	31,0	173,0	5,0
Fluoreno	< 0,7	98	120,0	9,0	103,0	1,0
Naftaleno	< 0,7	99	106,0	2,9	45,0	0,1
Fenantreno	< 1,1	97	151,0	4,4	122,0	1,0
Pireno	< 2,0	94	203,0	16,0	218,0	3,0

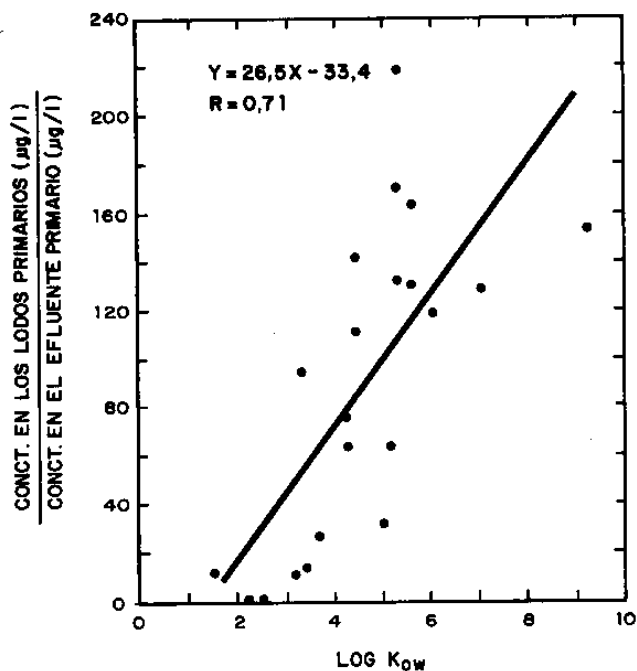


Fig. 6.7 : FRACCION DE CADA COMPUESTO ENCONTRADA EN LOS LODOS PRIMARIOS COMO UNA FUNCION DE SU COEFICIENTE DE PARTICION OCTANOL / AGUA
(Petrasek et al., 1983)

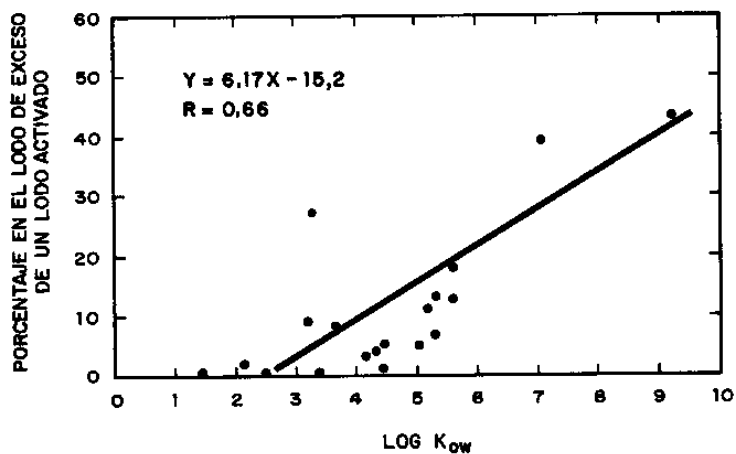


Fig. 6.8 : FRACCION DE CADA COMPUESTO ENCONTRADA EN EL LODO DE EXCESO DEL LODO ACTIVADO COMO FUNCION DEL COEFICIENTE DE PARTICION OCTANOL / AGUA
(Petrasek et al., 1983)

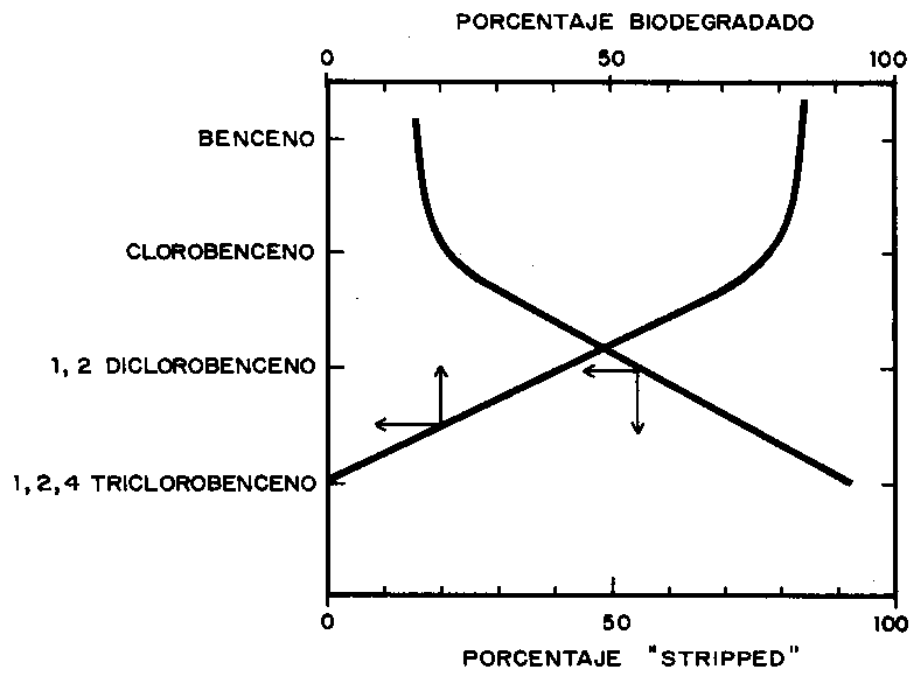


Fig. 6.9 : "STRIPPING" Y BIODEGRADACION DE SUSTANCIAS ORGANICAS
EN EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS
(Weber & Jones, 1983)

Tabla 6.14

RESUMEN DE LAS PERDIDAS ESTIMADAS POR EL "STRIPPING" Y PERDIDAS OBSERVADAS
ATRIBUIDAS AL "STRIPPING" Y A LA BIODEGRADACION
(Petrasek, et al., 1983)

Compuesto	log K_{ow}^a	H (atm/mol-m ³)	Porcentaje máximo es- timado de remoción por "stripping"	Porcentaje de pérdidas ob- servadas re- sultantes del "stripping" y de la bio- degradación
Biocidas/PCBs				
Toxafeno	6,03	$b_{6,3 \times 10^{-2}}$	> 50	40
Heptacloro	-	$b_{2,3 \times 10^{-3}}$	25-50	25
Lindano	3,72	$b_{3,2 \times 10^{-7}}$	<1	25
Arochlor 1254	$3,3 \pm 0,4$	$b_{2,3 \times 10^{-3}}$	25-50	0
Fenoles				
2,4 Dimetilfenol	2,50	$c_{5,9 \times 10^{-7}}$	<1	98
Fenol	1,46	$b_{2,7 \times 10^{-7}}$	<1	90
Pentaclorofenol	5,01	$b_{2,1 \times 10^{-6}}$	<1	0
Ftalatos				
Dimetilftalato	8,73; 5,3	$b_{4,2 \times 10^{-7}}$	<1	96
Diethylftalato	5,80; 4,8	$c_{1,7 \times 10^{-5}}$	<1	81
Di-n-butilftalato	3,22	$b_{6,3 \times 10^{-5}}$	1-5	44
Bis-(2-etilhexil) ftalato	2,12	$c_{1,2 \times 10^{-7}}$	<1	0
Butilbenzilftalato	5,20	$d_{1,0 \times 10^{-6}}$	<1	0
Di-n-octilftalato	9,20	$d_{1,0 \times 10^{-6}}$	<1	0
Hidrocarburos aromáticos polinucleares				
Naftaleno	4,33	$b_{3,6 \times 10^{-4}}$	5-10	77
Acenaftaleno	4,45	$b_{1,9 \times 10^{-4}}$	5-10	52
Fluoreno	5,61	$b_{2,1 \times 10^{-4}}$	5-10	44
Fenantreno	5,61	$b_{1,3 \times 10^{-4}}$	1-5	37
Antraceno	5,33	$b_{1,4 \times 10^{-3}}$	25-50	25
Benzo(a)antraceno	4,18	$c_{1,2 \times 10^{-7}}$	<1	131
Criseno	3,37	$c_{1,5 \times 10^{-6}}$	<1	9
Fluoranteno	4,46	$c_{1,0 \times 10^{-5}}$	<1	0
Pireno	5,32	$c_{1,3 \times 10^{-6}}$	<1	0

^a De Callahan (1979)

^b De McCarty (1980)

^c Calculado de los datos presentados por Callahan (1979)

^d Estimado por el procedimiento de Lyman (1982)

6.1.6.3 Biodegradación

Como se mencionó previamente, la mayoría de los tóxicos orgánicos son biodegradables, si bien algunos lo hacen muy lentamente. La Tabla 6.15 presenta una caracterización de los tóxicos orgánicos en lo referente a su biodegradabilidad. Para que en la mayoría de los casos la biodegradación ocurra, la biomasa debe ser aclimatada a un compuesto orgánico específico, particularmente cuando se usa inicialmente una biomasa disímil como es el caso de lodos municipales para tratar las aguas residuales. Cuando se están aclimatando los lodos biológicos a los tóxicos orgánicos, es imperativo observar el umbral de inhibición como está definido en la prueba RAD. Cuando inicialmente el lodo no está aclimatado, la concentración de alimentación del tóxico orgánico debe ser muy baja, ya que no está ocurriendo biodegradación en el reactor. A medida que ocurre la aclimatación, dando como resultado la biodegradación de tóxicos orgánicos, la concentración de alimentación puede ser elevada en forma proporcional a la tasa de biodegradación. Dependiendo del compuesto orgánico considerado, la aclimatación total puede emplear un período considerable de tiempo. Taboc y Barth (1978) iniciaron el tratamiento de bencidina con lodo activado municipal. Como se puede ver en la Figura 6.10, se requirió de seis semanas para llegar a la aclimatación completa.

Mientras que la aclimatación puede tomar hasta varias semanas, Watkin (1986) encontró que la biomasa presentó "memoria genética". La adición de diclorofenol (DCP) fue descontinuada en un reactor de lodos activados por un período de diez edades de lodo. Después de reiniciar el agregado del diclorofenol al reactor, la biodegradación ocurrió inmediatamente, a pesar que la aclimatación inicial requirió tres semanas.

En algunos casos, se requiere de un co-sustrato fácilmente degradable para efectuar una rápida biodegradación de un tóxico orgánico específico. Esto, generalmente, no constituye un problema para la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas servidas, dado que están presentes una gran variedad de compuestos orgánicos degradables.

La biodegradación de compuestos orgánicos específicos sigue la cinética de Monod, en la cual se observa una reacción de orden cero para altas concentraciones y una cinética de primer orden para concentraciones más bajas, como se muestra en la Ecuación 6.1.

$$\frac{1}{X_v} \frac{dS}{dt} = U_m \frac{S}{K_s + S} \quad (6.1)$$

donde:

- S = Concentración de sustrato remanente (M/L³)
- X_v = Concentración de sólidos suspendidos volátiles (M/L³)
- t = Tiempo de reacción (T)
- U_m = Tasa máxima de reacción (1/T)
- K_s = Concentración de sustrato cuando la tasa de reacción es la mitad de la tasa máxima (M/L³)

Tabla 6.15

BIODEGRADABILIDAD RELATIVA DE CIERTOS COMPUESTOS ORGANICOS
(Eckenfelder, 1980)

Compuestos orgánicos biodegradables ^a	Compuestos generalmente resistentes a la degradación biológica
Acido acrílico	Eteres
Acidos alifáticos	Etilen clorhidrina
Alcoholes alifáticos (normal, iso, secundario)	Isopreno
Aldehídos alifáticos	Metilvinilcetona
Esteres alifáticos	Morfolina
Sulfonatos de alquilbencenos con excepción de benzaldehído con base de propileno	Aceite
Aminas aromáticas	Compuestos poliméricos
Diclorofenoles	Sulfonatos de benzeno-polipropileno
Etanolaminas	Hidrocarburos selectos
Glicoles	Alifáticos
Cetonas	Aromáticos
Acido metacrílico	Grupos de alquil-aril
Metacrilato de metilo	Alcoholes alifáticos terciarios
Monoclorofenoles	Sulfonatos alifáticos terciarios
Nitrilos	Triclorofenoles
Fenoles	
Aminas alifáticas primarias	
Estirenos	
Acetato de vinilo	

^a Algunos compuestos pueden ser degradados biológicamente solamente después de periodos largos de aclimatación del sistema biológico.

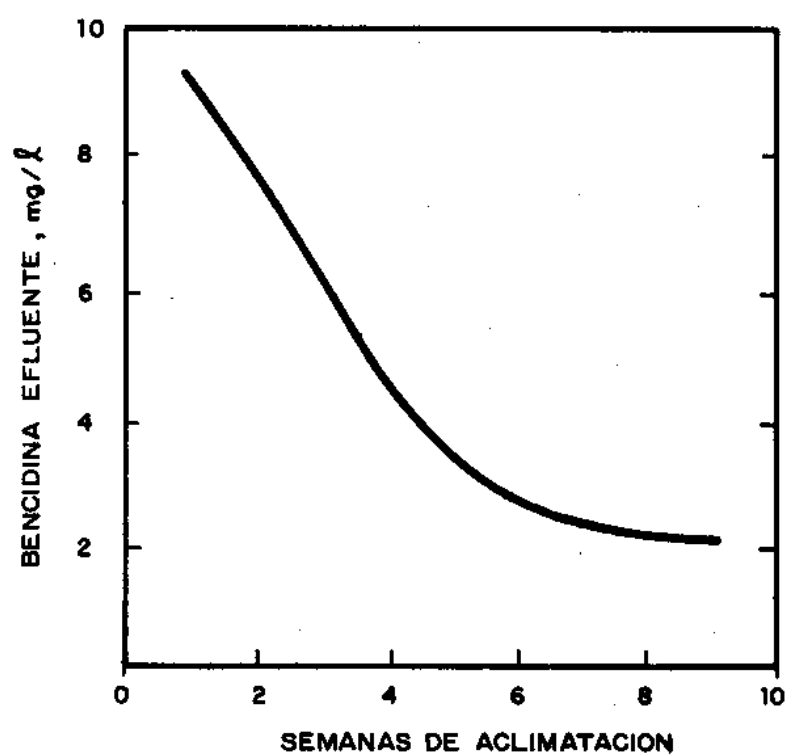


Fig.6.10 : ACLIMATACION PARA LA DEGRADACION DE BENCIDINA

El coeficiente K_s ha demostrado ser menor de 2 mg/l para la mayoría de los compuestos orgánicos. En la Figura 6.11 se muestra la cinética de reacción que sigue la relación de Monod para la bencidina.

El diseño de una planta de tratamiento biológico de mezcla completa, que trate agua residual con un gran número de compuestos hasta un efluente de calidad convencional, esto es, DBO de 20 a 30 mg/l, puede considerar la cinética como una reacción múltiple de orden cero, como lo muestra Grau, et al., (1975) y Adams, et al., (1975):

$$\frac{S_o - S}{X_v \cdot t} = k S/S_o \quad (6.2)$$

donde:

S_o = Concentración inicial del sustrato (M/L³)
 k = Coeficiente de la tasa de reacción (1/T)

Aplicando la Ecuación 6.2, Siber y Eckenfelder (1980) demostraron que los coeficientes de las tasas para compuestos orgánicos específicos podían ser ponderados para determinar el coeficiente total k .

La tasa de remoción de orden cero para varios compuestos orgánicos ha sido reportada por Pitter (1976) como se ve en la Tabla 6.16. El coeficiente k de la tasa de remoción global de la Ecuación 6.2, para varias aguas residuales que contienen tóxicos orgánicos, se muestra en la Tabla 6.17.

Como se puede apreciar en la Tabla 6.17, muchas de las aguas residuales más tóxicas, esto es, las provenientes de curtiembres y el monómero de acetato de vinilo tienen bajas tasas de reacción mientras que las aguas residuales menos tóxicas, como las provenientes del procesamiento de papas, tienen alta tasa de reacción. Los compuestos orgánicos solubles presentes en las aguas residuales urbanas tienen una tasa de reacción intermedia.

Cuando se requieren niveles residuales bajos, esto es $\mu\text{g/l}$, la cinética debe ser modificada para considerar una reacción dependiente de la concentración. En este caso, puede aplicarse la ecuación de Monod.

Los compuestos fenólicos han sido tratados en procesos de lodos activados hasta niveles en el efluente menores de 30 $\mu\text{g/l}$.

La inhibición en una planta de tratamiento biológico de aguas residuales es observada frecuentemente, particularmente cuando la concentración del compuesto tóxico orgánico se incrementa más allá del nivel umbral. Watkin (1986) demostró que este efecto puede ser modelado por una ecuación modificada de Haldane:

$$r = \frac{U_m X_v}{1 + \left(\frac{Y}{K_1} \right)^n} \quad (6.3)$$

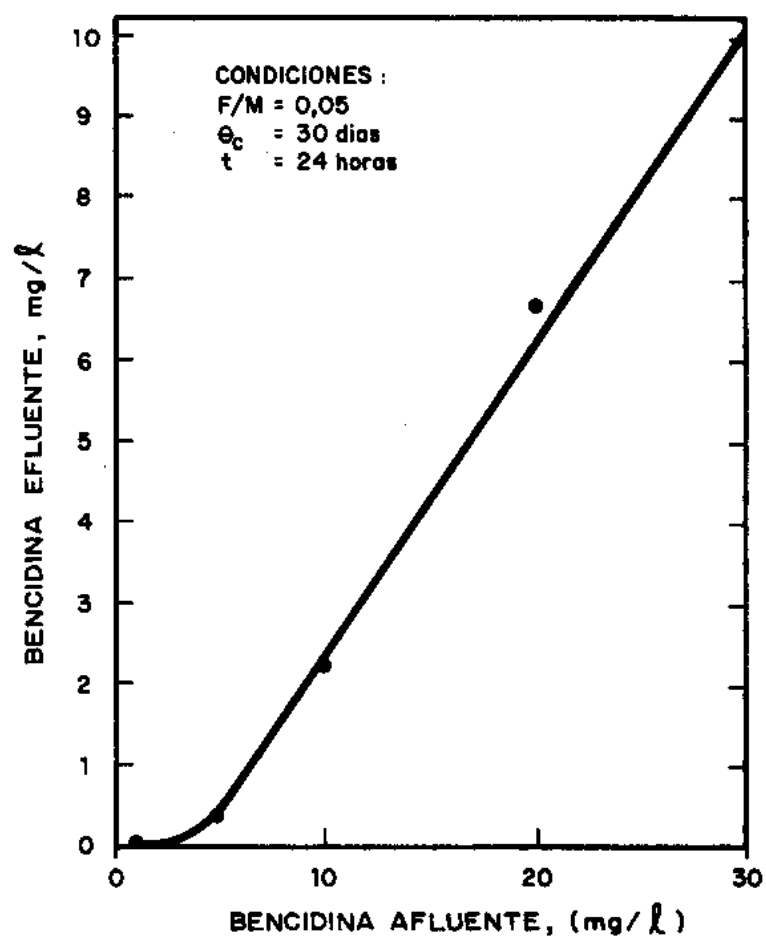


Fig. 6.11 : DEGRADACION AEROBIA DE BENCIDINA

Tabla 6.16

DEGRADABILIDAD BIOLOGICA DE CONTAMINANTES TOXICOS PRIORITARIOS
(Pitter, 1976)

Compuestos	Porcentaje de Remoción (Basados en DQO)	Tasa de biodegradación (mg DQO/g SSV-h)
2,4-Diclorofenol	98,0	10,5
2,4-Dimetilfenol	94,5	28,2
3,4-Dimetilfenol	97,5	13,4
3,5-Dimetilfenol	89,3	11,1
2,5-Dinitrofenol	^a	
2,6-Dinitrofenol	^a	
2,4-Dinitrofenol	85,0	6,0
Nitrobenceno	98,0	14,0
m-Nitrotolueno	98,5	21,0
p-Nitrotolueno	98,0	32,5
Fenol	98,5	80,0

^a El 2,5 y 2,6-Dinitrofenol no fueron degradados a concentraciones más altas. El 2,6-Dinitrofenol a concentraciones más bajas fue descompuesto con lodo activado adaptado a largo plazo (40 días), mientras que el 2,5-Dinitrofenol fue bioquímicamente estable.

Tabla 6.17

COEFICIENTES DE REACCION PARA EFLUENTES
ORGANICOS SELECCIONADOS
(Eckenfelder, et al., 1985)

Fuente del desecho	Coefficiente de la Tasa de Reacción (k) d ⁻¹	Temperatura (°C)
Tanino vegetal	1,2	20
Acetato celulosa	2,6	20
Peptona	4,0	22
Fábrica de papel sulfito	5,0	18
Fosfatos orgánicos	5,0	21
Monómero de acetato de vinilo	5,3	20
Intermediarios orgánicos	5,8	8
	20,6	26
Nylon y rayón viscoso	6,7	11
	8,2	19
Efluentes domésticos (solubles)	8,0	20
Refinería de petróleo	9,1	20
Fibra poliéster	14,0	21
Formaldehído, propanol, metanol	19,0	20
Orgánicos de alto nitrógeno	22,2	22
Procesamiento de papa	36,0	20

donde:

r	≈	Tasa de reacción ($M/L^3 T$)
Y	=	Concentración del tóxico (M/L^3)
K_1	=	Coefficiente de inhibición (M/L^3)
n	=	Constante

Algunas sustancias tóxicas orgánicas se degradan muy lentamente en el proceso de lodos activados y por lo tanto, se requieren largos períodos de tiempo del Retención de Lodo (TRL) para llegar a una reducción aceptable de toxicidad. La Figura 6.12 muestra el efecto del TRL en la remoción del nonil-fenol y el cambio resultante en el LC50.

Se ha demostrado que un número creciente de átomos de cloro en una molécula disminuirá progresivamente la tasa de biodegradación e incrementará también la toxicidad. Se requerirá por lo tanto, la adición de tecnología fisicoquímica al proceso biológico, como se muestra en la Figura 6.13.

Recientemente se ha demostrado que los subproductos orgánicos no degradables se acumularán en un proceso de tratamiento biológico, como se ve en la Figura 6.14 (Siber y Eckenfelder, 1980). Generalmente, estos subproductos serán de alto peso molecular como se ve en la Tabla 6.18. Ha sido demostrado también que, al menos en ciertos casos, estas fracciones de alto peso molecular exhiben una mayor toxicidad para los organismos acuáticos que las fracciones de peso molecular más bajo, presentes originalmente en las aguas residuales. Aún, después de largos períodos de aeración, los compuestos orgánicos no degradables y los subproductos todavía permanecerán, como se muestra en la Figura 6.14.

Se llevó a cabo un estudio sobre el tratamiento biológico de 11 sustancias químicas orgánicas en aguas residuales de compuestos químicos orgánicos tóxicos para los organismos acuáticos. En cada caso, el agua residual fue tratada para la remoción de todos los orgánicos biodegradables. Como se puede ver en la Figura 6.15, la toxicidad fue reducida por medio de tratamiento biológico en seis casos. En tres casos, la remoción de toxicidad no cambió; y en dos casos, la biodegradación dio como resultado un incremento de la toxicidad acuática. Es obvio que este área requiere mayores investigaciones para definir el efecto del tratamiento biológico en la toxicidad acuática y optimizar el proceso biológico para su remoción.

Los sólidos suspendidos del efluente han demostrado incrementar la toxicidad del mismo. La Figura 6.16 muestra las diferencias de la LC50 entre un efluente sin filtrar y uno filtrado de una planta de lodos activados que trata las aguas residuales de una industria de tensoactivos.

En relación al destino y remoción de los contaminantes prioritarios en otros sistemas de tratamiento, Hannah, et al. (1986) evaluó a escala piloto seis procesos de tratamiento: primario, con adición de químicos, filtración directa de un efluente primario, lechos percoladores de alta tasa, lagunas aeradas, lagunas facultativas y un sistema convencional de lodos activados.

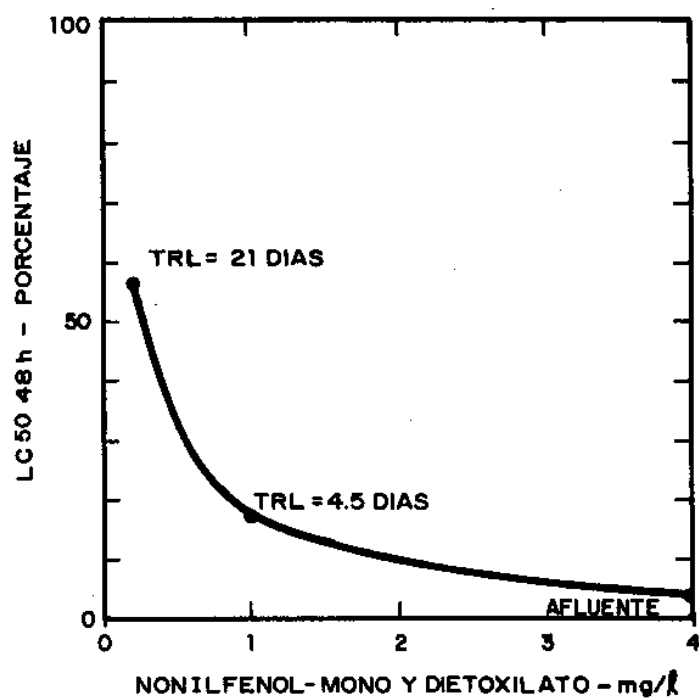


Fig. 6.12 ; EFECTOS DEL TIEMPO DE RETENCION DE LODO (TRL) SOBRE LA REDUCCION DE TOXICIDAD PARA NONIL FENOLES

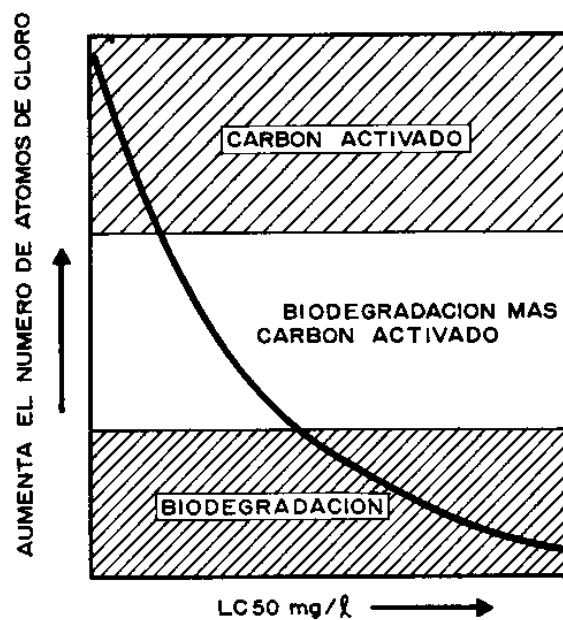


Fig. 6.13: EFECTOS DEL NUMERO DE ATOMOS DE CLORO SOBRE BIODEGRADACION Y TOXICIDAD DEL EFLUENTE

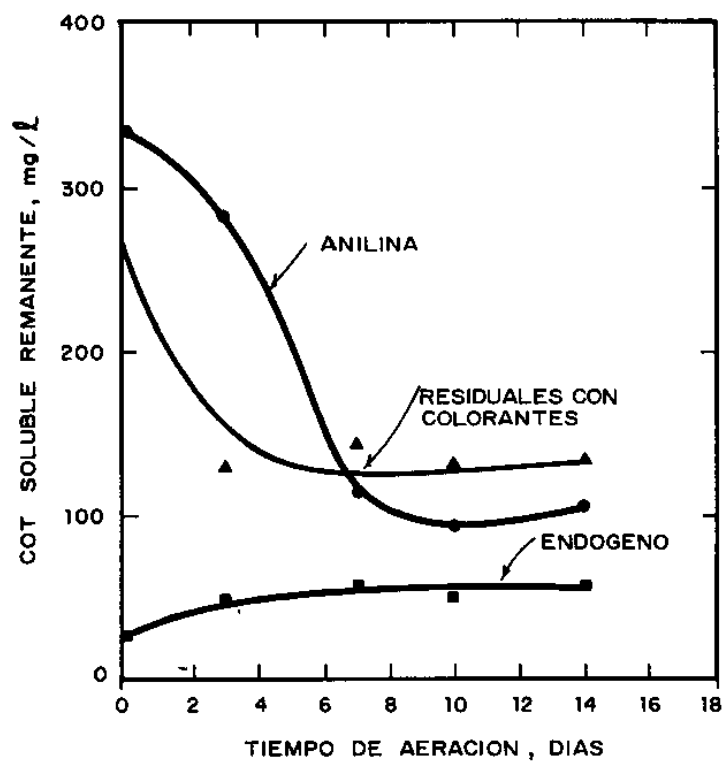


Fig. 6.14: CAMBIOS EN EL COT CON AERACION

Tabla 6.18

DISTRIBUCION DEL PESO MOLECULAR DE EFLUENTES BIOLOGICOS

Peso molecular	Aditivos plásticos y colorantes		Glucosa*
	Afluente	Bioefluente	
	%		%
> 10 000	-	11,5	45
500 - 10 000	-	14,5	16
< 500	100	74,0	39

* Chudoba, 1985

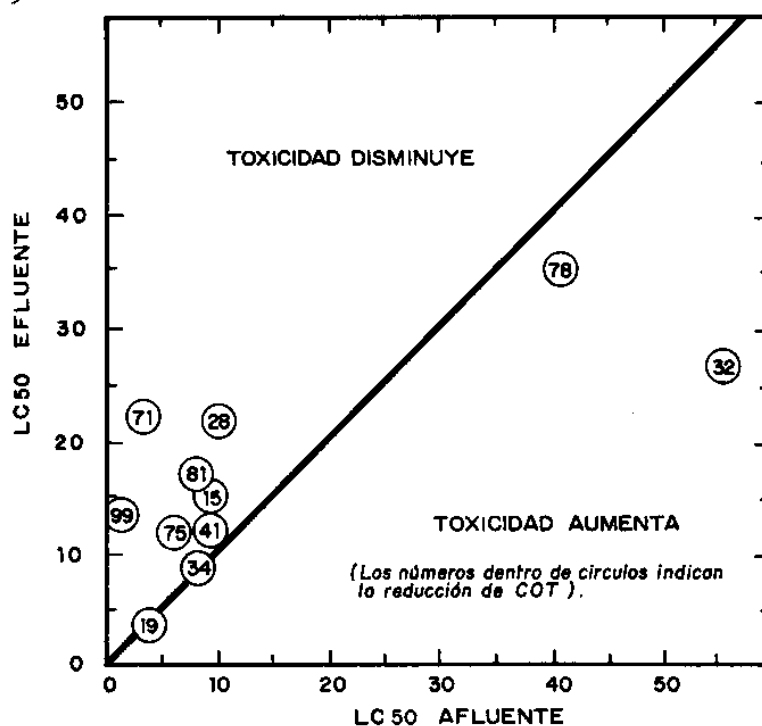


Fig.6.15 : CAMBIOS EN TOXICIDAD POR MEDIO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

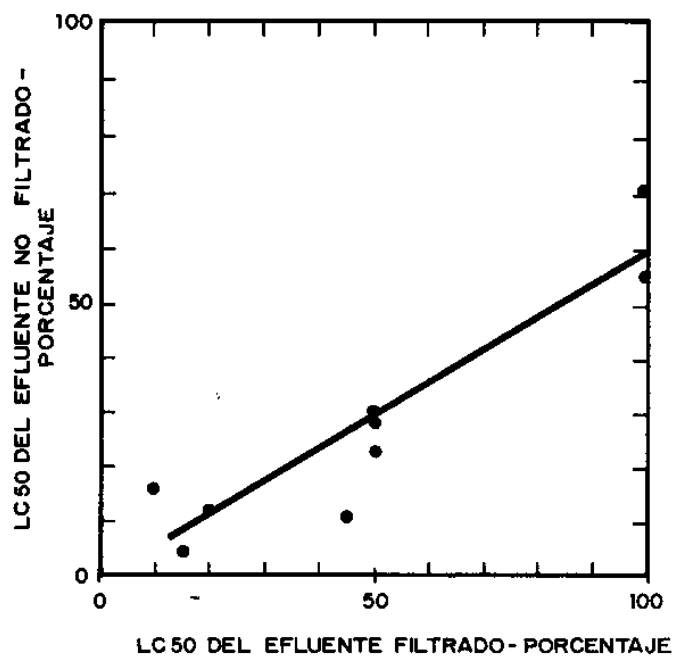


Fig. 6.16 : EFECTO DE LA FILTRACION BIOLÓGICA DE EFLUENTES SOBRE LA REDUCCION DE TOXICIDAD

Los contaminantes prioritarios estudiados en cada proceso fueron 26, de los cuales 7 fueron orgánicos volátiles, 14 orgánicos semivolátiles y 5 metales.

En resumen, concluye en su estudio que el proceso de lodos activados suministra la mayor remoción tanto de contaminantes convencionales como de contaminantes tóxicos prioritarios. Por su parte, las lagunas facultativas con sus largos tiempos de retención, fue el proceso alternativo con mejores resultados. Las lagunas aeradas con menores tiempos de retención fueron menos efectivas que las facultativas. Sin embargo, un diseño modificado que permita una mayor tasa de aeración deberá incrementar la eficiencia en remoción de los contaminantes orgánicos prioritarios, particularmente de los volátiles.

El lecho percolador de alta tasa fue menos efectivo que las lagunas; modificaciones en el diseño y operación, tales como disminución de flujo y una ventilación forzada, pueden ser usadas para incrementar la remoción de contaminantes en este proceso.

Los procesos de clarificación química y clarificación primaria más filtración, removieron sólo aquellos tóxicos asociados con los sólidos del agua residual; estos dos sistemas no son una buena selección para la remoción de contaminantes tóxicos prioritarios. Las Tablas 6.19 y 6.20 muestran la remoción de contaminantes prioritarios para diferentes procesos de tratamiento y la concentración de los mismos en los lodos, respectivamente.

Finalmente, se ha hecho evidente que una parte significativa de la toxicidad presente en las aguas residuales no es biodegradable por medio de tratamientos biológicos convencionales. En tal instancia, es necesario complementar los tratamientos biológicos con tratamientos fisicoquímicos. Los medios económicamente más viables de todas las alternativas para efluentes son en la actualidad: la adsorción con carbón activado o la oxidación química.

6.1.7 Adsorción con carbón

La adsorción con carbón activado, aplicada como columnas de carbón granular terciarias (carbón activado granular - CAG) o como carbón activado en polvo (CAP) puede ser integrada en el proceso de lodos activados.

La adsorción de los compuestos orgánicos en el carbón depende de varios factores, tales como: peso molecular, solubilidad, polaridad, ubicación de los grupos funcionales y configuración molecular global.

La estructura molecular es particularmente importante, indicando el grado de adsorción que puede ocurrir. Como regla, los compuestos de cadena ramificada se sorben más fácil que los compuestos de cadena lineal. El tipo y ubicación de los grupos funcionales afecta la adsorción y las moléculas de baja polaridad y solubilidad tienden a ser preferentemente adsorbidas. En la mayoría de los casos, las moléculas grandes presentan mayor capacidad de sorción que las moléculas pequeñas de naturaleza química similar. Los compuestos inorgánicos muestran un rango grande entre sus capacidades de adsorción. Las sales disociadas como el cloruro de potasio, son esencialmente no sorbibles mientras que el cloruro mercuríco y el cloruro férrico son relativamente sorbibles.

Tabla 6.19

REMOCION DE CONTAMINANTES PRIORITARIOS POR DIFERENTES
PROCESOS DE TRATAMIENTO
(Hannah, et al. 1986)

Compuesto	Afluente (µg/l)	Clarifi- cación primaria	Clarifi- cación prima- ria más filtración	Clarifi- cación química	Lecho percola- dor	Lodos activados	Lagunas aeradas	Lagunas faculta- tivas
% Remoción								
Volátiles								
Tetracloruro de carbono	69	19	22	-13	59	74	70	77
1,1-Dicloroetano	144	-2	32	21	34	94	68	87
1,1-Dicloroetileno	212	5	22	25	58	92	60	85
Cloroformo	135	-7	18	20	25	86	61	80
1,2-Dicloroetano	153	7	34	22	33	84	70	90
Bromoformo	90	18	2	-6	57	65	80	84
Etilbenceno	111	9	35	31	71	93	70	96
Remoción promedio de todos los com- puestos volátiles		7	24	14	48	84	68	86
Semivolátiles								
Bis(2-etilhexil) ftalato	168	37	75	89	75	87	77	80
Dibutilftalato	73	2	22	31	26	88	40	78
Naftaleno	108	13	20	23	28	97	64	87
Fenantreno	95	21	49	74	45	95	55	82
Pireno	104	18	61	88	54	95	63	75
Fluoranteno	104	22	61	87	53	95	64	77
Isoforone	89	4	8	5	17	98	22	25
Bis(2-cloroetil- eter)	143	6	20	17	-1	80	23	43
p-Diclorobenceno	93	19	29	28	36	94	65	87
Fenol	126	23	4	21	50	86	30	86
2,4-Diclorofenol	228	45	-4	60	31	99	48	73
Pentaclorofenol	84	16	19	50	4	96	37	74
Lindano	39	-4	-	17	13	18	42	80
Heptacloro	39	32	-	64	53	65	66	62
Metales								
Cr	221	7			52	82	71	79
Cu	345	19			60	82	74	79
Ni	141	4			30	43	35	43
Pb	165	30			48	65	58	50
Cd	25	12			28	24	-	32

Tabla 6.20

CONCENTRACION DE CONTAMINANTES PRIORITARIOS EN LOS LODOS
(Hannah, et al. 1986)

Compuestos	Lodos pri- marios	Lodos del proceso de lodos acti- vados	Lodos del proceso de lechos per- coladores	Lodos químicos
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
<u>Orgánicos volátiles</u>				
Tetracloruro de carbono	20	14	12	14
1,1-Dicloroetano	135	9	60	139
1,1-Dicloroetileno	156	13	47	181
Cloroformo	126	12	60	149
1,2-Dicloroetano	128	24	77	127
Bromoformo	27	18	15	25
Etilbenceno	312	3	28	511
<u>Orgánicos semivolátiles</u>				
Bis(2-etilhexil) ftalato	5550	4350	1425	9900
Dibutilftalato	1150	284	356	3100
Naftaleno	620	29	230	1180
Fenantreno	2850	184	820	5925
Pireno	4000	366	1140	8550
Fluoranteno	4000	337	1040	8250
Isoporone	70	19	106	84
Bis(2-clorofil)éter	129	115	262	152
p-Diclorobenceno	580	36	169	1150
Fenol	465	565	395	358
2,4-Diclorofenol	199	ND ^a	483	464
Pentaclorofenol	119	110	174	1175
Lindano	1010	204	240	707
Heptacloro	1180	658	383	1967
SST (mg/l)	19 850	6 625	2250	18 600
<u>Metales</u>				
Cr	15,6	12,8	5,6	
Cu	23,5	14,9	7,0	
Ni	5,2	3,5	2,0	
Pb	10,1	5,3	2,7	
Cd	0,6	0,4	0,2	

^a ND = No detectado

Un incremento en la solubilidad se opone a la atracción del adsorbente al carbón. Los grupos polares que tienen alta afinidad por el agua se adsorben pobremente. La ionización es generalmente opuesta a la adsorción. Un cambio en la ionización puede afectar drásticamente la adsorción. Un pH bajo, por ejemplo, promueve la adsorción de ácidos orgánicos mientras que un pH alto promueve la adsorción de bases orgánicas. Los fenoles se adsorben enérgicamente a pH neutros o bajos, mientras que la adsorción de las sales de fenatos a pH alto es pobre. El pH óptimo es, por lo tanto, específico del soluto y debe ser determinado para cada agua residual.

Con el fin de determinar la aplicabilidad del carbón para la remoción del carbono orgánico y la toxicidad, varios factores deben ser considerados incluyendo el tipo de carbón a ser usado y el efecto de la regeneración en la eficiencia de adsorción.

Se pueden utilizar ensayos discontinuos para aproximar la efectividad del carbón y predecir los niveles de los residuos orgánicos. La isoterma de adsorción de Freundlich se emplea con este propósito y está definida como una expresión funcional para la variación de adsorción con la concentración del compuesto orgánico en solución a temperatura constante. La isoterma se expresa en términos de remoción de una impureza como COT o DQO por unidad de peso de carbón, como una función del equilibrio, de la impureza remanente en la solución:

$$\frac{X}{M} = KC^{1/n} \quad (6.4)$$

donde:

X	=	Cantidad de impureza adsorbida
M	=	Peso del carbón
C	=	Concentración de equilibrio de la impureza en solución
K,n	=	Constantes

Para la prueba de la isoterma, el carbón debe ser molido hasta poder pasar a través de una malla No. 350 para acelerar la reacción de adsorción. Usualmente, un contacto de 2 horas es suficiente para lograr un equilibrio mayor del 90%, aunque en algunos casos se requiere un período de contacto mayor. Las pruebas iniciales son hechas con períodos de contacto de 2 y 24 horas. Si el valor de equilibrio después de 2 horas es mayor del 90% del valor de 24 horas, éste se emplea en todos los ensayos subsiguientes.

El empleo más efectivo de carbón dependerá de sí mismo y de la naturaleza del agua residual. El carbón activado comercial para el empleo en el tratamiento de aguas residuales proviene de lignito, carbón bituminoso y residuos de petróleo. Como regla, el carbón granular obtenido del coque de petróleo calcinado tiene el tamaño de poro más pequeño, la mayor área superficial y la mayor densidad total. El carbón de lignito tiene el mayor tamaño de poro, la menor área superficial y la densidad total menor. El carbón bituminoso tiene la densidad total igual al coque de petróleo, un

tamaño de poro promedio y un área superficial entre carbonos provenientes del lignito y el coque de petróleo (Smisek y Cerny, 1970). Dado que los carbonos varían en costo, se requiere hacer pruebas de isotermas con varios de ellos para aguas residuales específicas, a fin de seleccionar la solución más efectiva en costo. En la Figura 6.17 se pueden ver las isotermas para dos carbonos empleando las aguas residuales de compuestos orgánicos.

Debido a consideraciones económicas y de disposición de residuos sólidos, generalmente es más viable el regenerar el carbón empleado para su reuso. Aunque hay varias formas de regeneración, cuando se trata aguas residuales complejas, la regeneración térmica usando un horno rotatorio de tubos o de lecho fluidizado, es la más común.

Una consideración importante es la pérdida de peso y de la capacidad de adsorción, a través de la regeneración. Mediante la regeneración térmica, se puede anticipar una pérdida de peso del 5 al 10%. La pérdida de capacidad variará con el tipo de carbón y la naturaleza de los compuestos orgánicos en las aguas residuales, por lo que, es aconsejable evaluar los cambios en la capacidad del carbón por cada ciclo de regeneración.

Si el agua residual contiene metales pesados, los cuales están adsorbidos en el carbón, entonces la regeneración debe ser seguida de un lavado ácido para maximizar la adsorción subsecuente de los compuestos orgánicos.

6.1.7.1 Diseño del sistema de carbón

Existen diferentes tipos de diseños de columnas que han sido aplicados para el tratamiento de aguas residuales. Estas son: columnas de lecho fijo de flujo ascendente o descendente y columnas de lecho-pulsante a contracorriente de flujo ascendente o descendente. Estas se muestran en la Figura 6.18.

Cuando las columnas de CAG son usadas como tratamiento terciario después de un proceso de tratamiento biológico, se requiere la filtración del efluente antes de emplear las columnas de carbón.

Las columnas de flujo descendente se emplean cuando las aguas residuales no contienen residuos orgánicos biodegradables. Se emplean dos o tres columnas en serie de forma tal que cuando se produce una brecha en la tercera columna, la primera está agotada con respecto a la concentración de compuestos orgánicos en el afluente y de esta forma se maximiza la capacidad del carbón.

Cuando están presentes residuos biodegradables de compuestos orgánicos, se recomiendan las columnas de flujo ascendente, debido a que el crecimiento biológico dentro de las columnas tenderá a obstruir el lecho, el cual será expulsado como consecuencia de la operación de flujo ascendente.

Las columnas de "lecho-pulsante" funcionan bajo el principio de contracorriente, con el remplazo y retiro intermitente de pequeñas cantidades

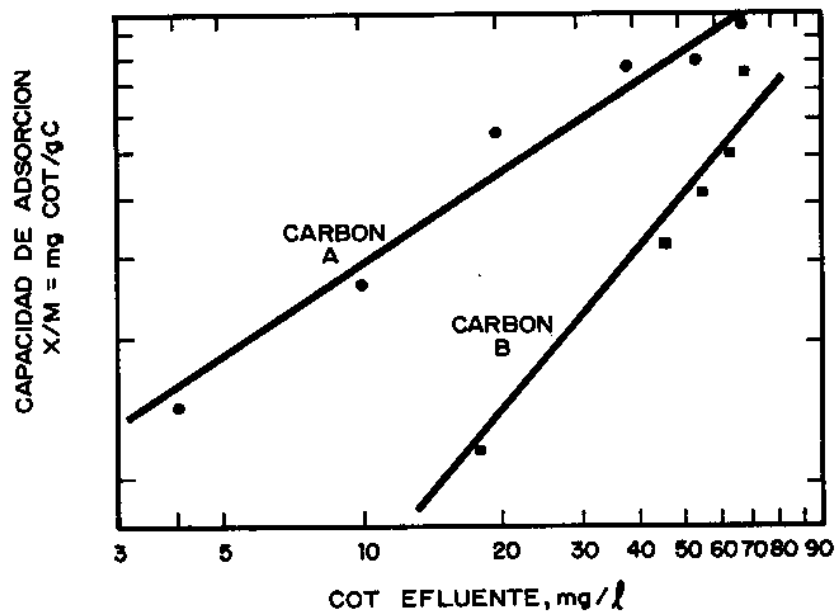


Fig. 6.17: ISOTERMAS DE ADSORCIÓN PARA DOS CARBONOS USADOS EN EL TRATAMIENTO DE UN BIOEFLUENTE DE UNA INDUSTRIA QUIMICA

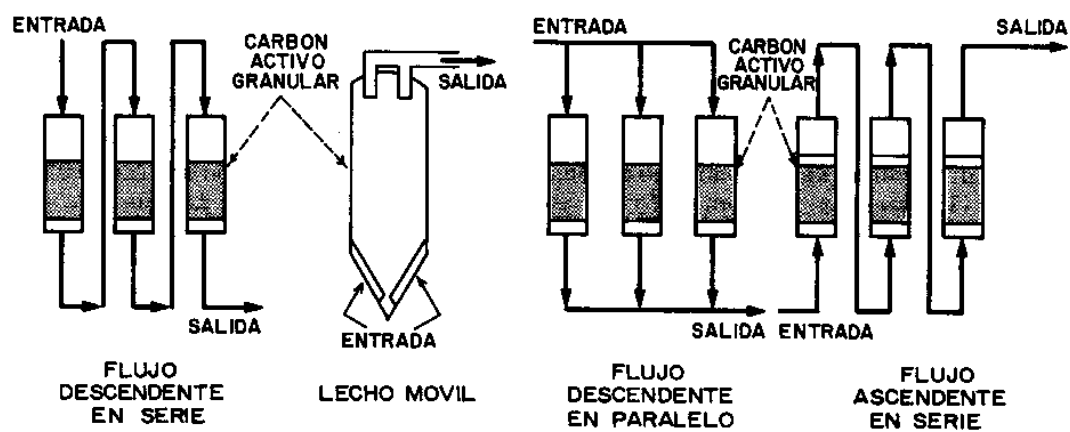


Fig. 6.18 : LA ADSORCION SE REALIZA EN LECHO FIJO, FLUIDIZADO O EXPAN-
DIDO DE CARBON ACTIVO GRANULAR
(Eckenfelder, et al., 1985)

de carbón. El sistema opera como una columna de flujo ascendente, y operado correctamente se logra que no se retire carbón del sistema hasta que no esté completamente agotado con respecto a la concentración de compuestos orgánicos del afluente. Dado que este lecho no puede ser retrolavado, el contenido de los compuestos orgánicos biodegradables residuales en el afluente debe ser muy bajo para evitar la obstrucción del lecho.

El concepto de flujo ascendente-descendente brinda un sistema en serie a contracorriente de dos lechos. Los dos lechos se ubican de forma tal que las estructuras abiertas en la parte superior operan por gravedad en serie, como una columna de flujo ascendente de remoción primaria y otra de flujo descendente de pulimento. Una vez que se produce una brecha, el par de columnas es retirado de la línea, la columna agotada de flujo ascendente es regenerada y la capacidad sin uso de la columna de flujo descendente es usada invirtiendo el flujo y empleándola como un reactor de flujo ascendente. La columna de flujo ascendente regenerada es usada como una unidad de flujo descendente de pulimento.

Dependiendo de la naturaleza de los compuestos orgánicos que contribuyen a la toxicidad, la eficiencia del carbón en la reducción de toxicidad, puede ser considerablemente superior a la remoción de COT. La Figura 6.19 muestra la operación de una columna de carbón en la cual la brecha del COT ocurre después de 12 días de operación mientras que la del LC50 no ocurre antes de 60 días. Una explicación posible de estos resultados es el remplazo de las moléculas más fuertemente adsorbidas causantes de toxicidad, por moléculas no tóxicas más débilmente adsorbidas.

Debido a éste y otros fenómenos relacionados, no es posible desarrollar datos de diseño a partir de las isotermas de laboratorio, por lo que se deben realizar estudios piloto en columnas en serie para verificar el uso de carbón.

Una tecnología alternativa para el "CAG" es la aplicación de carbón activado en polvo (CAP) al proceso de lodos activados. El proceso TCAP (Tratamiento de Carbón Activado en Polvo) se muestra en la Figura 6.20.

El carbón es mezclado con el líquido residual afluente o alimentado directamente al tanque de aeración. La mezcla de carbón-biolodo se sedimenta y el lodo es reciclado de la misma forma que en un tratamiento de lodos activados convencional. El lodo activado desechado también contiene carbón y biolodo.

El CAP ofrece la ventaja de poder ser integrado en instalaciones de tratamiento biológico existentes a un costo mínimo. Además, el agregado de CAP aumenta la sedimentación del lodo y los clarificadores secundarios convencionales son adecuados aún con altas dosis de carbón.

Después de los ensayos de selección que emplean la técnica de isotermas en un reactor discontinuo, el uso de reactores continuos a escala de laboratorio, como muestra la Figura 6.4, permiten desarrollar criterios básicos de diseño. Estos reactores pueden ser usados en paralelo, empleando

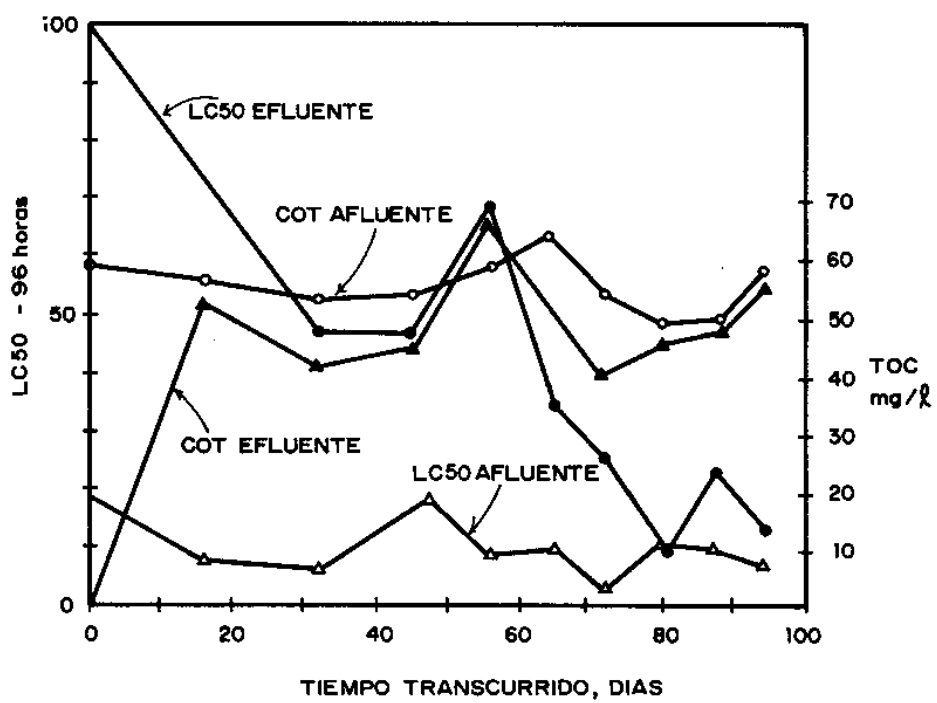


Fig. 6.19 : REDUCCION DE COT Y TOXICIDAD A TRAVES DE COLUMNAS DE CARBON GRANULAR

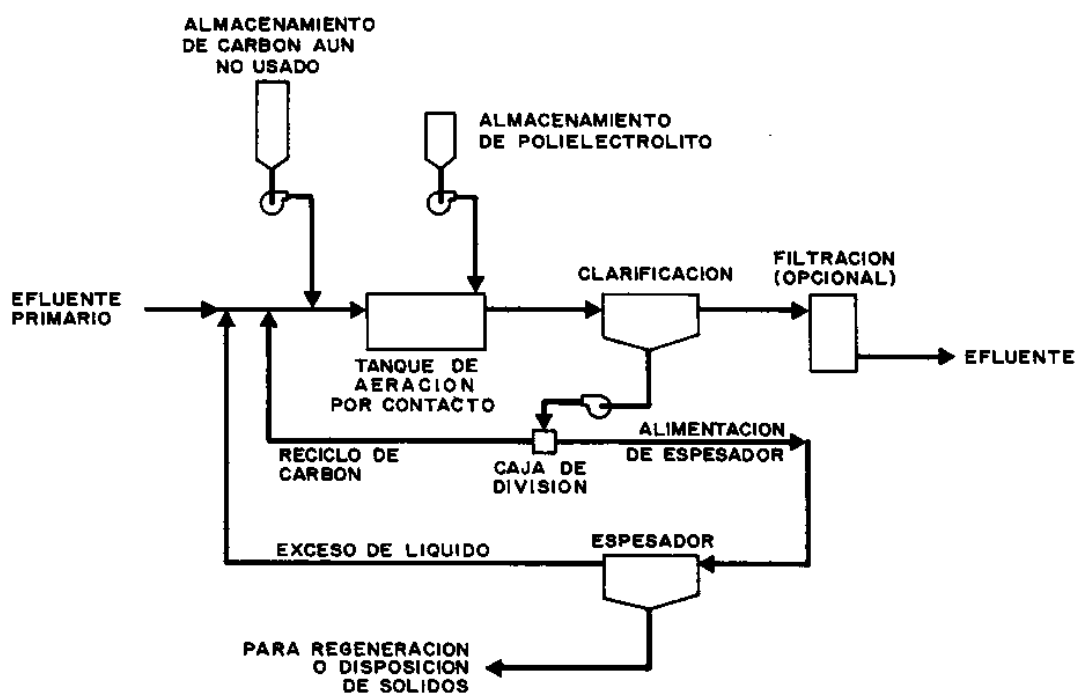


Fig. 6.20: DIAGRAMA DE PROCESO GENERAL TCAP (PACT®) PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES
(Eckenfelder et al., 1985)

uno como unidad de control sin adición de CAP y agregándolo a las otras unidades, controlando las variables de operación como: temperatura, pH, SSIM y carga orgánica. Las relaciones de CAP pueden ser desarrolladas seleccionando la dosis deseada de carbón y el licor mezclado de CAP, para alcanzar la calidad de efluente estipulada. Ambos están correlacionados y son función de la edad de lodo (TRL). Por definición, el tiempo de retención del lodo biológico en una planta de lodo activado es:

$$\theta_c = \frac{X_{a_{bio}} \cdot V}{Q_w X_u + (Q - Q_w) X_e} \quad (6.5)$$

donde:

θ_c	=	Edad del lodo biológico (T)
$X_{a_{bio}}$	=	Concentración promedio de SSIM (M/L ³)
Q_w	=	Flujo de lodo en exceso (L ³ /T)
X_u	=	Concentración del lodo en el reciclo (M/L ³)
Q	=	Flujo total (L ³ /T)
X_e	=	Concentración de SST en el efluente (M/L ³)
V	=	Volumen (L ³)

La concentración de equilibrio de CAP se expresa en SSIM y se define basado en un balance de masa como:

$$X_{e_{CAP}} = \frac{X_1 \theta_c}{TRH} \quad (6.6)$$

donde:

$X_{e_{CAP}}$	=	Concentración de equilibrio de CAP en SSIM (M/L ³)
X_1	=	Dosis de CAP (M/L ³)
θ_c	=	Edad del lodo (T)
TRH	=	Tiempo de Retención Hidráulico (T)

Debe tenerse en cuenta que los SSIM en el reactor con CAP serán normalmente la mitad biológico y la mitad carbón, dependiendo de la razón exacta de: la naturaleza del sustrato (o adsorbato), el coeficiente de síntesis bioquímica y la edad biológica del lodo. Sin embargo, esta razón es afectada por varias variables y resulta difícil predecir las respuestas del carbón en polvo y la biomasa independientemente, en un sistema CAP-Lodo Activado. Por ejemplo, la edad del lodo biológico afecta la eficiencia del carbón en polvo (a mayor edad del lodo se aumenta la remoción de compuestos orgánicos por unidad de carbón), afecta la configuración molecular del adsorbato basado en la asimilación biológica variable y productos finales y, establece el nivel de equilibrio biológico de SSIM en el reactor de aeración. Además, la capacidad adsortiva del carbón como está afectada por la edad del lodo, está influenciada por la naturaleza del adsorbato, el grado de regeneración biológica y la concentración del sustrato orgánico afluente. Debido a las muchas variables involucradas en los componentes de carbón y

biomasa de los SSLM, se considera realista el expresar la edad del lodo en términos de masa total solamente.

Dado que los compuestos orgánicos adsorbidos en el carbón son biodegradados en el proceso, se supone que la remoción orgánica por medio del lodo de carbón consiste primariamente en carbón orgánico no degradable. Esta suposición es confirmada comparando la adsorción empleando una isoterma de laboratorio en un bioefluente sólo, con la remoción de COT mediante un proceso de TCAP (Tratamiento con Carbón Activado en Polvo), como se muestra en la Figura 6.21. La remoción del COT en el proceso TCAP es mayor que la predicha por la isoterma. Una explicación de este fenómeno es el mayor tiempo de contacto del carbón en el proceso de lodos activados, donde se alcanzan niveles del efluente más cercanos al equilibrio que aquéllos obtenidos en los ensayos de laboratorio de corto tiempo.

Como se puede ver en la Figura 6.22, a medida que el número de átomos de cloro se incrementa, la adición de CAP se torna más efectiva.

Se hace notar que el COT removido por medio de adsorción de carbón, puede o no correlacionarse con el LC50, dependiendo de los compuestos orgánicos específicos responsables de la toxicidad.

Como se discutió previamente, los carbones difieren en su efectividad para la remoción de COT y toxicidad. Además, la regeneración puede afectar la eficiencia de adsorción. Los resultados de un efluente de una industria de aditivos plásticos se pueden ver en la Tabla 6.21. Se hace notar que el tipo RB de carbón fue muy efectivo en estado virgen, pero perdió la mayor parte de la efectividad luego de ser regenerado por medio de oxidación por aire húmedo (OAH). Por el contrario, el tipo HDC mostró pobres resultados en estado virgen pero no fue afectado por la regeneración.

El CAP se regenera más efectivamente por el método OAH. En este proceso, la mezcla de biolodo-carbón se coloca en un reactor a 260°C (500°F) y 51 atm (750 psi) en presencia de un exceso de oxígeno. En estas condiciones, el biolodo es oxidado y solubilizado, y el carbón regenerado. La DQO del licor de retorno del reactor variará de 3000 a 8000 mg/l, y constituirá una carga orgánica adicional en los procesos de aeración. Habrá alguna formación de cenizas en el reactor OAH que deberán ser retiradas por soplado a intervalos periódicos. El carbón regenerado es reciclado nuevamente al proceso biológico con el carbón virgen, conforme se requiere. Como se ha explicado con anterioridad, la eficiencia de regeneración variará con el tipo de carbón y las sustancias químicas específicas involucradas.

El rendimiento del proceso TCAP en el tratamiento de aditivos plásticos y desechos de colorantes se muestra en la Tabla 6.22. La adición de CAP reduce el COT y el color, así como también la toxicidad, como fue definida por el LC50. En la Tabla 6.22 se muestra que el carbón también remueve metales; sin embargo, éstos afectarán marcadamente la eficiencia de adsorción del carbón y por lo tanto, este último puede requerir un lavado ácido antes del reuso.

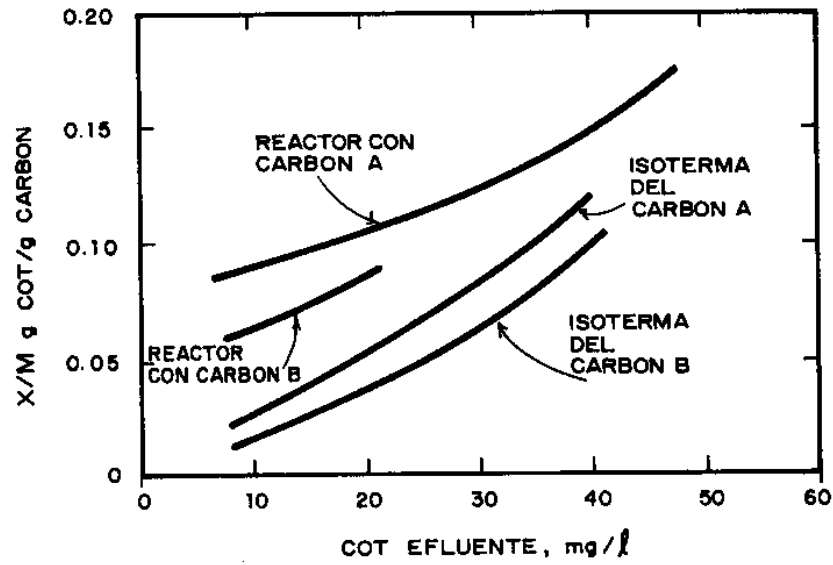


Fig 6.21: RELACIONES DE FUNCIONAMIENTO DE REACTORES TCAP CON DATOS DE ISOTERMAS

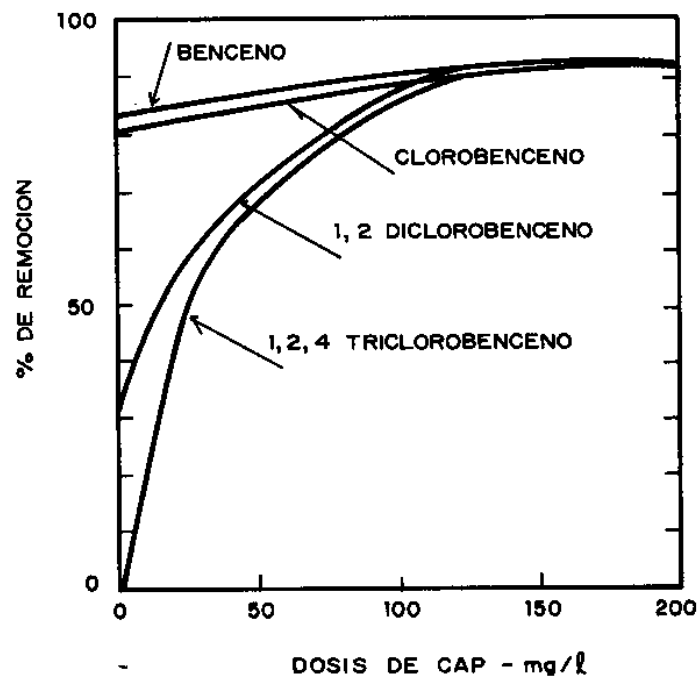


Fig.6.22 : EFECTO DE CAP EN BENCENOS CLORADOS

Tabla 6.21

REQUERIMIENTOS DE CARBON PARA LLEGAR A LC50 MAYOR QUE EL 50% EN
EL EFLUENTE DE DESECHOS DE COMPUESTOS QUIMICOS ORGANICOS

Carbón		Dosis (mg/l)
RB Virgen	Isoterma	118
HDC Virgen	Isoterma	222
WPX Virgen	Isoterma	111
RB Virgen	TCAP ^R Reactor	31
RB Regenerado	TCAP ^R Reactor	200
HDC Virgen	TCAP ^R Reactor	182
HDC Regenerado	TCAP ^R Reactor	230

Tabla 6.22

DOSIS MAYORES DE CAP QUE DAN COMO RESULTADO MAYOR REMOCION
DE CARBON ORGANICO, COLOR Y METALES PESADOS
(Eckenfelder, et al., 1985)

	Composición de Desechos (mg/l)							Bioensayo ^a LC50
	DBO	COT	SST	Color	Cu	Cr	Ni	
Afluente	320	245	70	5365	0,41	0,09	0,52	
Biotratamiento	3	81	50	3860	0,36	0,06	0,35	11
+ 50 mg/l CAP	4	68	41	2900	0,30	0,05	0,31	25
+100 mg/l CAP	3	53	36	1650	0,18	0,04	0,27	33
+250 mg/l CAP	2	29	34	323	0,07	0,02	0,24	75
+500 mg/l CAP	2	17	40	125	0,04	0,02	0,23	87

^a Porcentaje de desechos en el cual el 50% de organismos acuáticos sobrevive por 48 horas.

6.1.8 Oxidación Química

En algunos casos la reducción de toxicidad puede ser lograda mediante la oxidación química. Los oxidantes más comunes incluyen permanganato, ozono y peróxido de hidrógeno. La degradación química de compuestos orgánicos resistentes puede tomar varias formas:

- Degradación primaria, en la cual ocurre un cambio estructural en el compuesto primario, resultando en una biodegradabilidad mejorada.
- Degradación aceptable, en la cual la degradación ocurre hasta un punto donde la toxicidad es reducida.
- Degradación última, la que resulta de una degradación completa a CO₂ y H₂O y otros compuestos orgánicos.

El empleo de oxidantes químicos para obtener la degradación última de los compuestos orgánicos puede ser extremadamente costoso, y requerirá mayor demanda de oxidante. Sin embargo, una degradación primaria o aceptable de los compuestos puede ser llevada a cabo con una demanda de oxidante mucho menor y por lo tanto, integrada con el tratamiento biológico puede representar una solución costo efectiva para reducir toxicidad.

En la Figura 6.23 se muestran diferentes esquemas de tratamiento. Estos representan conceptos completamente diferentes y son aplicables a diferentes tipos de desechos. El esquema de pretratamiento puede ser aplicable a situaciones donde los componentes del afluente son primariamente resistentes o inhibirán seriamente o impedirán el tratamiento biológico. El esquema de postratamiento será aplicado cuando los compuestos resistentes no son tóxicos y no inhibirán significativamente el tratamiento biológico. Estos compuestos pasarán a través del sistema mientras que los compuestos biodegradables serán removidos. El oxidante puede ser colocado luego en condiciones óptimas de uso para degradar parcialmente los compuestos resistentes, los cuales se transformarán en biodegradables y podrán ser reciclados al proceso biológico.

El uso de oxidantes químicos para degradar compuestos orgánicos hasta su último estado, sólo sería útil en el caso que no se produzcan subproductos más degradables por oxidación química.

Consideremos, por ejemplo, el fenol:



El consumo equivalente de oxígeno reactivo es muy alto, 14 moles (O) por mol de fenol, lo cual puede ser muy costoso en términos de oxidante. Además, puede ser requerido algún exceso estequiométrico para llevar a cabo la reacción. Sin embargo, las reacciones de oxidación tienden a ejecutarse por etapas, de modo que cualquiera de las variedades de especies intermedias podrían ser más aceptables para el tratamiento biológico.

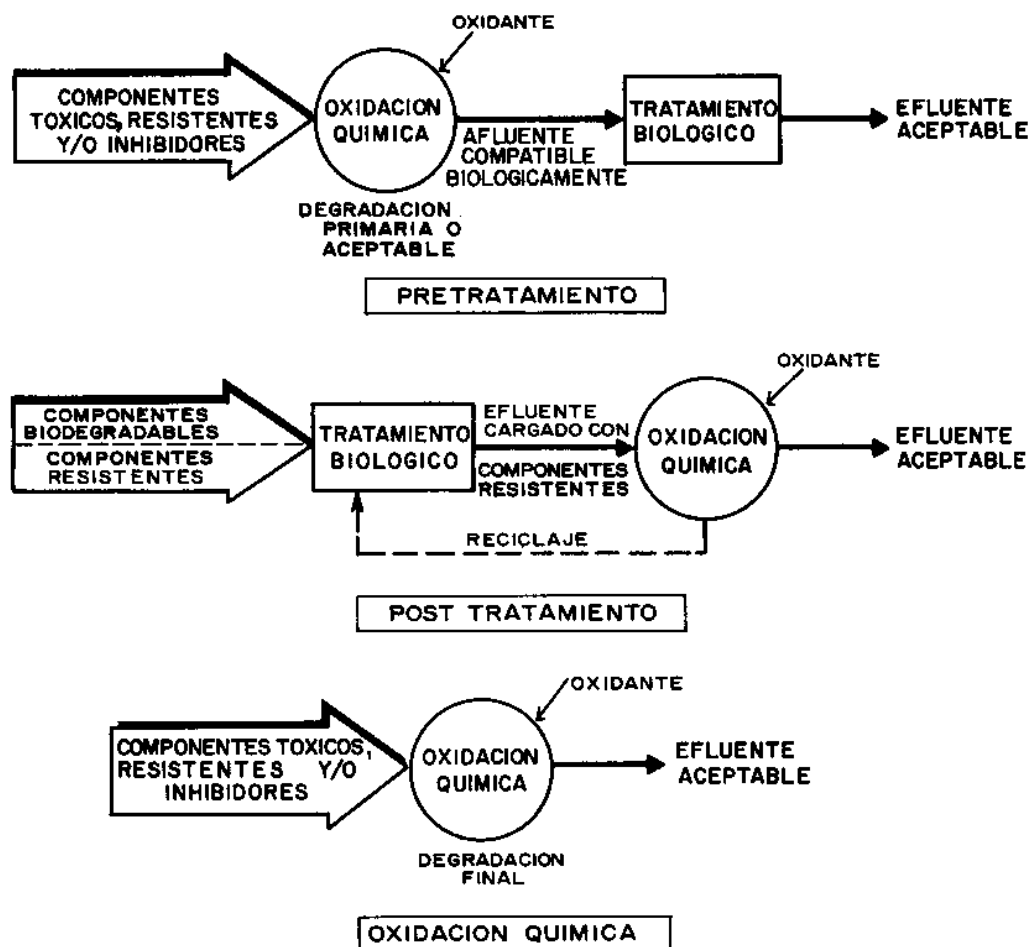


Fig. 6.23 : MODOS DE OXIDACION QUIMICA DE EFLUENTES TOXICOS

Dependiendo del material empleado al comienzo, el ambiente de reacción y el tiempo de la misma, la reacción puede ser interrumpida en un paso intermedio particular. Idealmente, estas condiciones podrían dar una degradación aceptable de especies orgánicas "no biocompatibles" e integradas con el proceso biológico de tratamiento, pudiendo representar una reducción sustancial de costos comparado con la "degradación última" usando oxidantes químicos.

Para mostrar la extensión a la que puede llegar la degradación primaria sin degradación hasta su último estado, un estudio de un caso empleando ozonización de un desecho de poliéster muestra que: el COT permaneció constante por un lapso de tiempo de 2,78 h mientras que la DQO disminuyó de 1850 mg/l a 1250 mg/l durante el mismo tiempo.

El empleo de ozono para reducir el LC50 de una mezcla de desechos de aditivos plásticos y colorantes, siguiendo un tratamiento biológico se resume en la Tabla 6.23. Se debe poner de manifiesto que la conversión de compuestos orgánicos resistentes o biodegradables puede ocasionar un incremento no deseado de DBO en el efluente.

6.2 CONTROL DE FUENTES DISPERSAS

Las fuentes dispersas contaminan los cuerpos de agua a través de interacciones complejas entre las sustancias aplicadas o depositadas sobre el suelo y el ciclo hidrológico. En la Sección 3 se mencionan tres de esas fuentes: las de origen urbano, no urbano y atmosférico. De éstas, se profundizaron los aspectos de evaluación relacionados con escorrentía agrícola en la Sección 3.3.2.

Actualmente, este tema constituye un campo abierto para investigación y varios investigadores (Donigon y Dean, 1985) han canalizado esfuerzos extensivos para modelar este proceso. Para mayor detalle concerniente a la naturaleza del proceso de modelaje en este campo, se refiere a la bibliografía citada, donde los avances actuales se evalúan.

En esta sección se presentan aspectos claves del control de contaminación por fuentes dispersas.

6.2.1 Control de fuentes dispersas de origen agrícola

Los procesos de naturaleza física, química y biológica que ocurren con las sustancias químicas aplicadas en un suelo para fines agrícolas, desde su disposición sobre el terreno hasta llegar a los cuerpos de agua superficiales, comprenden una gama muy amplia y compleja de fenómenos. Todos los procesos descritos en la Sección 4 para el destino de sustancias tóxicas en cuerpos de aguas superficiales ocurren también en el terreno donde las sustancias son aplicadas. Además, el problema se presenta aún más complejo como consecuencia de:

- interacción de la sustancia aplicada con la cobertura vegetal;

Tabla 6.23

RESULTADOS DEL TRATAMIENTO POR OZONIZACION
DEL EFLUENTE FINAL DE LA PLANTA

Dosis de Ozono (mg O ₃ /ℓ)	48-h LC50 (%) ^a	COT (mg/ℓ)
0	5,6	152
100	49	96
300	60	108
600	87	88

^a Camarón de género Mysid

- partición de la sustancia a organismos presentes en el terreno;
- pérdida de sustancias por acción del viento; y
- la complejidad del transporte de las sustancias hasta los cuerpos de aguas superficiales (parte de la sustancia aplicada es adsorbida en las partículas del suelo y con ellas son transportadas por el escurrimiento superficial. Parte de la sustancia lixiviada es también transportada por el escurrimiento superficial mientras que, la otra parte es incorporada al escurrimiento subsuperficial y por esta vía, alcanza los cuerpos de agua superficiales).

El control de contaminación de fuentes dispersas sólo es posible a través del uso de las prácticas más recomendables de manejo del suelo. Singer y Maconey (1977) definen la práctica más recomendable de manejo del suelo como aquella práctica o combinación de prácticas determinada por la autoridad de manejo competente, que es el medio más efectivo y práctico de evitar o reducir la cantidad de contaminantes generados por las fuentes dispersas a un nivel compatible con los objetivos de calidad del agua.

El control directo de la aplicación de biocidas en el suelo es difícil. Solamente a través del uso de prácticas más recomendables de manejo del suelo se puede lograr resultados positivos. Por lo tanto, una tarea importante que puede desarrollar una entidad de control de contaminación es promover la diseminación de las prácticas de manejo más recomendables entre las comunidades que utilizan el suelo para fines agrícolas.

El concepto de "práctica más recomendable" de manejo del suelo presupone la utilización de las alternativas más adecuadas, requiriendo una concientización de los agricultores sobre la importancia de ejercitarla correctamente. Por ejemplo, el uso de prácticas agrícolas que tienden a preservar el suelo, tales como uso de terraceos, plantío en curvas de nivel, rotación de cultivos, entre otras, son aspectos importantes a ser considerados. En lo referente a la selección del biocida más apropiado, los que presentan menor persistencia y toxicidad serían, en este aspecto, los más recomendables. Además, los criterios de aplicación (por ejemplo, dilución) deberían obedecer rigurosamente las recomendaciones de los fabricantes, y el número de aplicaciones anuales mantenerse dentro de lo estrictamente necesario en determinada situación.

Las tasas de aplicación de los biocidas sobre el terreno (kg/ha-año) constituyen un punto crítico. Estas tasas son establecidas en función de: características específicas del cultivo, suelo, clima, plagas, persistencia, riesgo para el ambiente, etc. (Bates, 1982). Esos factores frecuentemente se relacionan unos con otros. Por ejemplo, la retención de los biocidas en el suelo es dependiente del contenido de sustancias orgánicas presentes en él, su pH, humedad, estructura y de los patrones de cultivo agrícola (Lyochev, 1982). Las Tablas 6.24 y 6.25 presentan las tasas de aplicación promedio para algunos cultivos en Costa Rica (Ministerio de Salud de Costa Rica, 1986) y Argentina (Natale, et al, 1987).

Tabla 6.24

USO DE BIOCIDAS EN LOS PRINCIPALES CULTIVOS
DE COSTA RICA
(Ministerio de Salud de Costa Rica, 1986)

Cultivo	Biocidas		
	Tipo	Cantidad por kg/ha	% Aproximado de uso
Café	Clorado	3	2
	Fosforado	1-1,5	58
	Carbamato	1,5-2	40
Banano	Biológicos	0,800	0,5-1
	Fosforado	2,5-3	40-60
	Carbamato	2-3	50
Caña	Casi no se utiliza		
Arroz	Clorado	3	20
	Fosforado	1,5-1	60
	Carbamato	0,50-0,75	10
Maíz	Fosforado	2-3	80
	Clorado	1-2	10
	Carbamato	0,5-1	10
Palma Africana	No se dispone de datos		
Papa	Clorado	2	5
	Fosforado	1-1,5	80
	Carbamato	1,5-2	15
Hortalizas	Clorado	2	6
	Fosforado	1,5	50
	Carbamato	2-5	24
	Biológicos	0,3-0,5	20

Tabla 6.25

USO DE BIOCIDAS EN TIERRAS DE CULTIVO DE LA CUENCA DEL RIO NEGRO
ARGENTINA

Pesticida	Clase de sustancia química	Masa activa ¹ usada (Ton)		Tasa de ¹ aplicac. (kg/ha)	Toxicidad ²		Persis- ³ tencia % de re- cuperac. después de 1 sem.
		1985/86	1986/87		LD50 oral aguda pa- ra ratas (mg/kg)	Pez LC50 (mg/l)	
Carbaril	Carbamato	38,0	104,0	1,8	500	1,0	4,5
Cyhexatin	Organoestánico	13,0	18,0	0,63	540	-	-
Clofentezine	-	-	0,9	0,45	-	-	-
Dicofol	Organoclorados	2,7	2,3	1,0	684	0,1	-
Dimetoato	Organofosforados	-	0,5	1,8	185	9,6	100,0
Endosulfán	Organoclorados	1,75	0,7	1,6	18	0,001	30,0
Endrín	Organoclorados	0,6	-	-	7,3	0,0002	100,0
Gutión	Organofosforados	52,0	39,0	1,0	11,0	0,010	-
Heptacloro	Organoclorados	7,2	-	1,8	90,0	0,009	25,0
Metamidofos	Organofosforados	3,0	9,0	0,54-1,44	29,9	-	-
Metil demetón	Organofosforados	3,75	-	0,75	2,5	-	-
Metidatió	Organofosforados	6,0	0,8	0,12-0,96	25,0	-	-
Monocrotofos	Organofosforados	7,2	0,9	1,8	21,0	7,0	-
Ometoato	Organofosforados	7,0	-	2,4	50,0	-	-
Paratió	Organofosforados	40,0	32,5	1,5	4,0	0,047	50,0
Fosmet	Organofosforados	33,0	30,0	1,8	147,0	0,03	-
Fosfamidón	Organofosforados	10,0	-	1,5	11,0	8,0	-
Propargite	Compuesto sulfu- roso aromático y cíclico	10,5	21,0	1,8	2200	0,03	-
Triazofos	Organofosforados	-	0,6	0,40	60,0	-	-
Triciclazol	Organoestánicos	-	1,5	1,5	-	-	-

(1) NATALE, O.E., et al. (1987).

(2) STEWART, B.A., et al. (1975).

(3) EPA. Junio 1980.

La producción de biocidas en los países de América Latina está sujeta al control de entidades del Gobierno, generalmente los Ministerios de Agricultura o de Salud, que controlan la política de fabricación y uso de esas sustancias en el país. Por lo tanto, un esfuerzo conjunto de esas entidades con los organismos que ejercen el control de contaminación en los países es la alternativa más viable para que se establezca una política de uso de los biocidas compatibles con la realidad ambiental de cada país. Asimismo se debe considerar la prohibición de aquellos biocidas que ya fueron prohibidos en los países desarrollados por sus impactos negativos al medio ambiente y a la salud humana, como el DDT (U.S. EPA, 1975), clordano, heptacloro (Arnold, 1976) y otros organoclorados.

6.2.2 Control de fuentes dispersas de origen urbano

Las fuentes de origen urbano son generadas por extensas áreas impermeables o casi impermeables, tales como calles, coberturas de edificaciones, playas de estacionamiento, y otras, sobre las cuales son depositados residuos contaminantes generados en las ciudades. Esos residuos comprenden una amplia gama de productos tales como contaminantes descargados a la atmósfera por industrias, vehículos automotores y otros residuos provenientes de combustión, polvos, basura, hojas de árboles, etc. Teniendo en cuenta que el escurrimiento superficial es aumentado considerablemente en estas áreas, esos residuos tienden a ser transportados por el sistema de drenaje de forma transitoria como consecuencia de los eventos de precipitación, y por último, alcanzan los cuerpos de agua superficiales (Loucks, et al., 1981).

La cantidad y calidad de contaminantes transportados por la escorrentía superficial hasta los cuerpos hídricos es, por lo tanto, función de los tipos de actividad urbana, usos del suelo, tiempo entre tormentas, distribución de la lluvia y, de sobremanera, de la eficiencia del control de fuentes de contaminación sobre el suelo y el aire.

En los llamados sistemas combinados, en los cuales las aguas de escorrentía urbana son transportadas por el sistema de alcantarillado en conjunto con las aguas residuales municipales para tratamiento, son comunes los rebosamientos durante la ocurrencia de picos de flujo que también alteran los cuerpos de agua superficiales.

El impacto causado por esas cargas contaminantes en los cuerpos hídricos, en términos de oxígeno disuelto, nutrientes y bacterias, ha sido estudiado y varios artículos sobre el tema están disponibles (U.S. EPA, 1979, Dissolved Oxygen Impact,; Environmental Canada, 1978; Thomann y Mueller, 1987; Alan y Nissen, 1978).

Desde el punto de vista de sustancias potencialmente tóxicas, gran cantidad de sustancias orgánicas y metales pesados pueden ser transportados por la escorrentía urbana (U.S. EPA, 1979, Urban Rainfall Runoff-Quality,).

El control del problema de contaminación por fuentes dispersas de origen urbano, está estrechamente ligado al control de contaminación del suelo y del aire. La adecuada recolección y disposición de basuras y el control de las fuentes de emisión de contaminantes a la atmósfera, son aspectos críticos en el control.

El uso de estructuras de control, tales como pequeños reservorios en el sistema de drenaje urbano, representa un medio efectivo para la reducción de las cargas de contaminantes transportadas por la escorrentía (Chambers y Tottle, 1979). Los mecanismos de remoción de sustancias potencialmente tóxicas presentados en la Sección 5.6.1 son igualmente observables (Nightingale, 1975). Esos reservorios, además de atenuar los picos de las escorrentías, aprisionan gran cantidad de sedimentos y otros materiales acarreados, en los cuales se encuentran adsorbidos metales y otras sustancias orgánicas potencialmente tóxicas. Esas instalaciones requieren mantenimiento (remoción periódica del material depositado) para asegurar el volumen útil necesario para coleccionar los sedimentos.

6.2.3 Control de otras fuentes dispersas

Además de las fuentes dispersas de origen agrícola y urbano, otras fuentes dispersas pueden constituirse en problemas y requieren una acción de control.

Como se ha mencionado en la sección anterior, las fuentes de origen atmosférico requieren de control, el que generalmente se ejerce con la instalación de un sistema que captura los contaminantes emitidos, tales como filtros o lavadores, que transforman el problema de contaminación del aire en manejo de residuos sólidos o líquidos de ejecución más sencilla.

Las modificaciones de naturaleza hidrológica en cursos de agua pueden constituirse en fuentes dispersas de carácter transitorio y que requieren control (Whalen, 1977). Entre esas modificaciones se destacan la construcción de presas, eliminación de meandros, dragado de lechos, entre otros. En esos casos, el control posible es ejecutado aplicándose las prácticas de manejo más recomendadas para las obras, o sea, aquellas prácticas que eliminan o reducen al mínimo los impactos causados por las obras. Las prácticas más recomendadas dependen de la naturaleza de obra. Por ejemplo, los trabajos de dragado o rectificación de meandros deberían ser ejecutados siempre en el sentido de aguas abajo hacia aguas arriba, para minimizar la extensión del impacto, dado que las cargas de metales pesados significativos puedan ser transportadas junto con los sedimentos.

Además de las fuentes mencionadas, la construcción de grandes obras tales como aeropuertos, complejos industriales, entre otros, pueden también constituirse en fuentes dispersas provisionarias de importancia (Thronson, 1976). En tales circunstancias, el concepto de mejor práctica de manejo es igualmente aplicable. La definición de cronogramas de trabajo adecuados, construcción de diques para retención de sedimentos, control de material fugitivo, por medio del uso de cortinas vegetales o humidificación, podrían estar incluidos entre las prácticas de manejo más adecuada en una situación particular.

REFERENCIAS

1. ADAMS, C.E.; ECKENFELDER, W.W. y HOVIOUS, J.A. 1975. A kinetic model for design of completely mixed activated sludge treating variable strength industrial wastewater. Water Research 9, 37.
2. ALAN, E.R. y NISSEN, J.A. 1979. Characterization and impact of storm water runoff from various land cover types. J.W.P.C.F. Feb. 1978.
3. ARNOLD, F.T. 1976. EPA action to cancel and suspend uses of chlordane and heptachlor as pesticides. U.S. EPA, Washington.
4. BATES, J.A.A. 1982. Safe practice in pesticide use: pesticide residues in food and the environment. Proc. of a Seminar on Toxicology of Pesticides held in Sofia, Bulgaria. WHO, Copenhagen, 1982.
5. CALIFORNIA STATE WATER RESOURCES CONTROL BOARD, OFFICE OF WATER RECYCLING. 1980. Evaluation of industrial cooling systems using reclaimed municipal wastewater. Applications for potential users. Sacramento, California, nov.
6. CALLAHAN, M. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. EPA-440/4-79-029a, U.S. EPA, Washington, D.C.
7. CHAMBERS, G.M. y TOTTLE, C.H. 1979. Evaluation of stormwater impoundments in Winnipeg, Canada Mortgage and Housing Corporation. Report SCAT-1, Ontario, Canada.
8. CHIOU, C.T. et al. 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol., 11, 475.
9. CHUDOBA, J. 1985. Inhibitory effect of refractory organic compounds produced by activated sludge micro-organisms on microbial activity and flocculation. Water Research, 19, 2, 197.
10. DEP. OF WATER RESOURCES, DEP. OF HEALTH, State of California. 1975. A state-of-the-art review of health aspects of wastewater reclamation for groundwater recharge. Sacramento. Nov.
11. DONIGON, A.S. y DEAN, J.D. 1985. Non-point source pollution models for chemicals. En: "Environmental exposure from chemicals". CRC Press Inc., Boca Ratón, Florida.
12. ECKENFELDER, W.W. 1980. Principles of water-quality management. CBI Publishing Co., Boston.
13. ECKENFELDER, W.W.; PATAOCZKA, J. y WATKIN, A. 1985. Wastewater treatment. Chemical Engineering, Vol. 92, No. 18.

14. ENVIRONMENTAL CANADA. 1978. Microbiological characteristics of urban storm water runoffs in Central Ontario. Research Report No. 87. Ontario, Canada.
15. ESMOND, S.E., et al. 1980. The removal of metals and viruses in advanced wastewater treatment sequences. U.S. EPA Rep. No. EPA-600/2-80-149, Munic. Environ. Res. Lab., Cincinnati, Ohio.
16. GRAU, P., et al. 1975. Kinetics of multisubstrate removal by activated sludge. Water Research 9, 637.
17. HANNAH, S.A., et al. 1986. Comparative removal of toxic pollutants by six wastewater treatment processes. J. WPCF, Vol. 58, No. 1, pp. 27-34.
18. KINCANNON, D.F. y STOVER, E.L. 1982. Determination of activated sludge biokinetic constants for chemical and plastic industrial wastewaters. EPA Draft Report, CR-806843-01-02.
19. LOUCKS, D.L., et al. 1981. Water resource systems planning and analysis. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.
20. LYOCHEV, I. 1982. Safe Use of Pesticides: Impact of pesticides in soil. Proceedings of a Seminar on Toxicology of Pesticides Held in Sofia, Bulgaria. WHO, Copenhagen, 1982.
21. LYMAN, W.J., et al. 1982. Handbook of chemical property estimation methods. Environmental behavior of organic compounds. McGraw-Hill, New York.
22. MACKAY, D. 1979. Finding fugacity feasible. Environ. Sci. Technol., 13, 1218.
23. MCCARTY, P.L. 1980. Organics in water - An engineering challenge. J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., EEL.
24. MINISTERIO DE SALUD DE COSTA RICA. 1986. Naturaleza y extensión del problema de sustancias tóxicas en Costa Rica y acciones correctivas tomadas para prevenir la descarga de contaminantes. Documento elaborado específicamente para inclusión en este manual.
25. NATALE, O.E.; GOMEZ, C.E.; D'ANGELO, A.M.P.; SORIA, C.A. 1987. Waterborne pesticides in the Negro River Basin (Argentina). Estudio conjunto entre: CTUA-INCYTH, LIBIQUIMA-U.N. Comahue, INTA, DPA-Río Negro, APA-Neuquén. Argentina - Case study of the Evaluation and Control of Toxic Substances in Surface Waters Programme (CEPIS-PAHO-WHO).
26. NEELY, W.B., et al. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol., 8, 1113.

27. NIGHTINGALE, H.I. 1975. Lead, zinc and copper in soil of urban storm-runoff retention basins. J.A.W.W.A. 67. August.
28. PATTERSON, J.W. 1985. Industrial wastewater treatment technology. 2nd Edition. Butterworth Publishers, Boston.
29. PETRASEK, A.C. 1977. Wastewater characterization and process reliability for potable wastewater reclamation. U.S. EPA Rep. No. EPA-600/2-77,210, Munic. Environ. Res. Lab., Cincinnati, Ohio, nov.
30. PETRASEK, A.C., et al. Fate of toxic organic compounds in wastewater treatment plants (detail to follow).
31. PETRASEK, A. 1981. Removal and partitioning of the volatile priority pollutants in conventional wastewater treatment plants - A capsule report. U.S. EPA Report, MERL, Cincinnati, Ohio.
32. PETRASEK, A.C., et al. 1983. Fate of toxic organic compounds in wastewater treatment plants. JWPCF, Vol. 55, No. 10, pp. 1286-1296.
33. PETRASEK, A. y KUGELMAN, I. 1983. Metals removals and partitioning in conventional wastewater treatment plants. JWPCF, Vol. 55, No. 9, pp. 1183-1190.
34. PITTER, P. 1976. Determination of biological degradability of organic substances. Water Research 10, 231.
35. ROBERTS, P.V., et al. 1984. Volatilization of organic pollutants in wastewater treatment - Model studies. U.S. EPA NTIS No. PB84-158856.
36. SIBER, S. y ECKENFELDER, W.W. 1980. Effluent quality variation from multicomponent substrates in the activated sludge process. Water Research, 14, 5.
37. SINGER, J.R. y MACONEY, R.C. 1977. Non-point source guidance for silviculture. U.S. EPA, Washington.
38. SMISEK, M. y CERNY, S. 1970. Active carbon. Elsevier Publishing Co., New York.
39. STEWART, B.A., et al. (1975). Control of water pollution from cropland. Volume I. A manual for guideline development. EPA:600/2-75-026a.
40. STRIER, M.P. y GALLUP, J.D. 1982. Removal pathways and fate of organic priority pollutants in treatment systems. Chemical considerations. Proc. 37th Int. Waste Conf., West Lafayette, Indiana.

41. TABAK, H.H. y BARTH, E.F. 1978. Biodegradability of benzidine in aerobic suspended growth reactors. Journal Water Pollution Control Federation, 50, 552.
42. THOMANN, R.V. y MUELLER, J.A. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper and Row Pub.Co. N.Y. New York.
43. THRONSON, R.E. 1976. Nonpoint source guidance; construction activities. U.S. EPA, Washington.
44. U.S. EPA. 1975. DDT: A review of scientific and economic aspects of the decision to ban its use as a pesticide. EPA 540/1-75-022, Washington.
45. U.S. EPA. 1979. Dissolved oxygen impact from urban runoff. EPA 600/2-79-156. Cincinnati.
46. U.S. EPA. 1979. Urban rainfall runoff-quality data base. EPA 600/8-79-004. Cincinnati.
47. U.S. EPA. 1980. Manual of analytical methods for the analysis of pesticides in humans and environmental samples. Health Effects Lab. Research Triangle Park, N.C. EPA:600/8-80-038.
48. U.S. EPA. 1986. Project summary: evaluation of emerging technologies for the destruction of hazardous wastes. EPA/600/52-85/069.
49. WATKIN, A. 1986. Evaluation of biological rate parameters and inhibitory effects in activated sludge. PHD Thesis, Vanderbilt University.
50. WEBER, W.J. y JONES, B. 1983. Toxic substance removal in activated sludge and PAC treatment systems. U.S. EPA NTIS No. PB86-182425/AS.
51. WHALEN, N.A. 1977. Non-point source control guidance. Hydrologic modification. U.S. EPA, Washington.

El método de alimentación discontinua se emplea cuando se requiere una alimentación intermitente, es decir, cuando el reactor debe estar en reposo durante un tiempo determinado. Este método es muy útil para la producción de productos que se degradan rápidamente, o para la producción de productos que se acumulan en el reactor. En este método, el reactor se alimenta de forma intermitente, es decir, se alimenta durante un tiempo determinado y luego se deja en reposo durante un tiempo determinado. Este método es muy útil para la producción de productos que se degradan rápidamente, o para la producción de productos que se acumulan en el reactor.

ANEXO 6.A.I

METODO DEL REACTOR DE ALIMENTACION DISCONTINUA

El método de alimentación discontinua se emplea cuando se requiere una alimentación intermitente, es decir, cuando el reactor debe estar en reposo durante un tiempo determinado. Este método es muy útil para la producción de productos que se degradan rápidamente, o para la producción de productos que se acumulan en el reactor. En este método, el reactor se alimenta de forma intermitente, es decir, se alimenta durante un tiempo determinado y luego se deja en reposo durante un tiempo determinado. Este método es muy útil para la producción de productos que se degradan rápidamente, o para la producción de productos que se acumulan en el reactor.

Las determinaciones rápidas del umbral de inhibición y la tasa de remoción de la cinética biológica, han sido efectuadas tradicionalmente en estudios discontinuos. Estos consistían mayormente en pruebas con respirómetros del tipo discontinuo o Warburg. Un método desarrollado recientemente para una determinación rápida del umbral de inhibición y la tasa de la cinética de remoción, ha sido revisado para su empleo en esta aplicación.

El método comprende la operación de reactores completamente mezclados, de alimentación continua, sin reciclo de lodo o retiro del efluente. Esta técnica se llama comúnmente Reactor Discontinuo de Alimentación Continua (RDAC). El método permite determinar los parámetros de la cinética biológica en un corto tiempo, en comparación con las técnicas tradicionales de los respirómetros discontinuos y Warburg. El método tiene dos ventajas principales sobre el resto:

1. El compuesto probado es alimentado continuamente al reactor, de modo tal que la concentración se incrementa gradualmente evitando efectos de shock instantáneos como en otros experimentos discontinuos.
2. Las concentraciones del compuesto son medidas constantemente durante el período de ensayo, y no al principio y al final como en otras técnicas respirométricas.

Técnica del ensayo con el Reactor Discontinuo de Alimentación Continua (RDAC)

Se emplea un reactor de alimentación continua de dos litros de capacidad, con un caudal de entrada de 0,1 l/h y una concentración inicial de SSVLM de aproximadamente 2000 mg/l. En la Figura 6.A.I.1 se muestra un diagrama esquemático de la configuración del reactor. Durante el período de prueba de 2 1/2 horas, la tasa de consumo de oxígeno, el COT y el pH se determinan a intervalos iguales de tiempo de 15 a 30 minutos. Las concentraciones iniciales y finales de sólidos volátiles de licor mezclado, los sólidos totales disueltos no volátiles, el volumen del reactor y los flujos del afluente, también se determinan. Se deben agregar nutrientes inorgánicos a la muestra a ensayar, como fosfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4]$ en una relación COT:N:P de 100:10:1. Adicionalmente, la alimentación es neutralizada a pH $7,0 \pm 0,2$ y este pH se mantiene en el reactor.

Todas las muestras de lodo probadas en el RDAC son tomadas de un reactor de alimentación continua de reciclo. Este reactor debe ser aclimatado adecuadamente a los desechos específicos de proceso.

Los efluentes líquidos de procesos y los compuestos individuales son probados para:

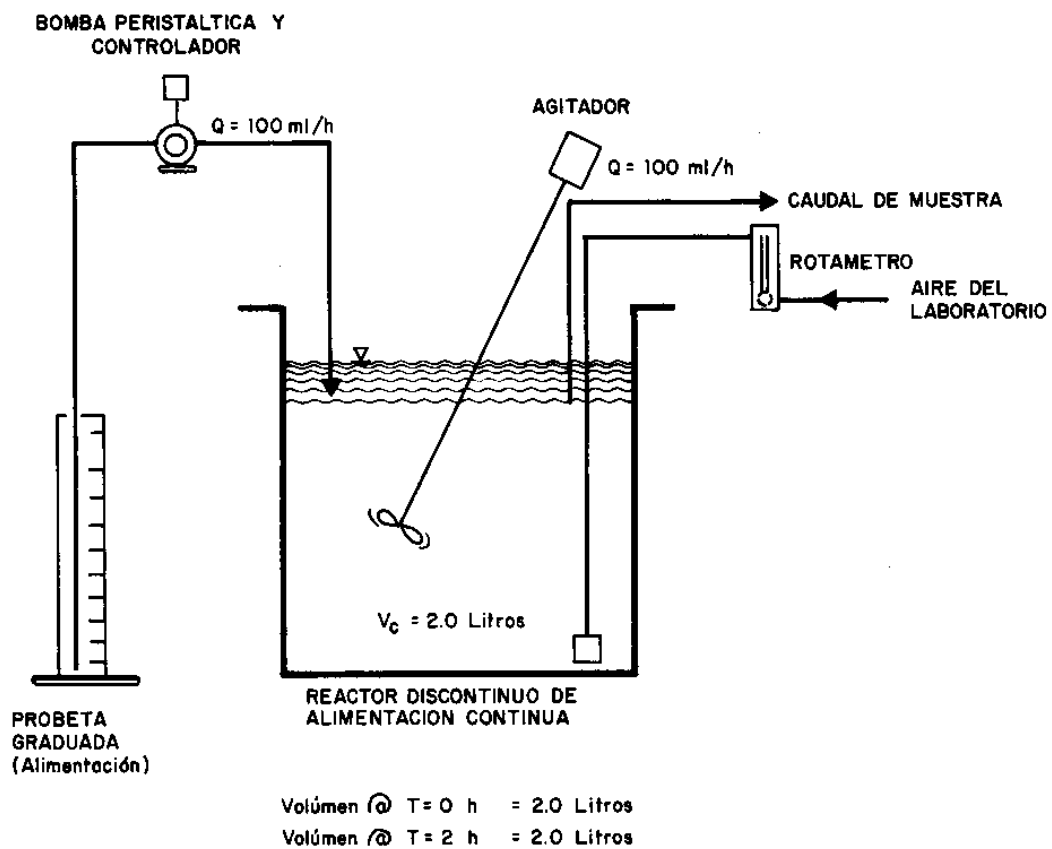


Fig. Apéndice 6.A.I.1: CONFIGURACION DEL REACTOR DISCONTINUO DE ALIMENTACION CONTINUA

- 6.A.I.3 -

1. Tasa máxima específica de utilización del sustrato $q_{\max}$, en términos de mg COT/g SSV.h.
2. Tasa Específica máxima de Consumo de Oxígeno $TECO_{\max}$, en términos de mg O_2 /g SSV.h.
3. Existencia de concentración umbral de inhibición, en términos de mg/l expresado en COT.

La respuesta teórica de un RDAC a un compuesto inhibitorio, con un flujo másico de entrada mayor de $q_{\max}$.Xv se ve en la Figura 6.A.I.2. Al examinar la Figura 6.A.I.2, sobresalen dos aspectos: primero, la tasa máxima de utilización del sustrato se calcula simplemente como una diferencia de pendientes entre la parte lineal del crecimiento de la concentración del reactor suponiendo que no hay reacción biológica, y el crecimiento lineal o real de concentración dividido por la concentración de biomasa. Segundo, si el compuesto probado muestra inhibición, se verá una deflexión ascendente de la concentración en el gráfico de concentración del compuesto vs tiempo. Esta deflexión ascendente individualiza la concentración a la cual, la inhibición comienza y es usualmente acompañada por una disminución rápida de la tasa de consumo de oxígeno.

La salinidad se incrementa durante el empleo de RDAC y debe ser cuidadosamente controlada cuando se prueban desechos con alta concentración de sólidos disueltos. Muchos desechos de industria química tienen concentraciones de sólidos disueltos extremadamente altas y, un incremento rápido de la concentración de sólidos ha demostrado que puede inhibir la respiración biológica. Se ha encontrado que era permisible un incremento de los sólidos inorgánicos netos en aproximadamente 10 000 mg/l en 2 1/2 horas antes que la inhibición salina actúe en el lodo.

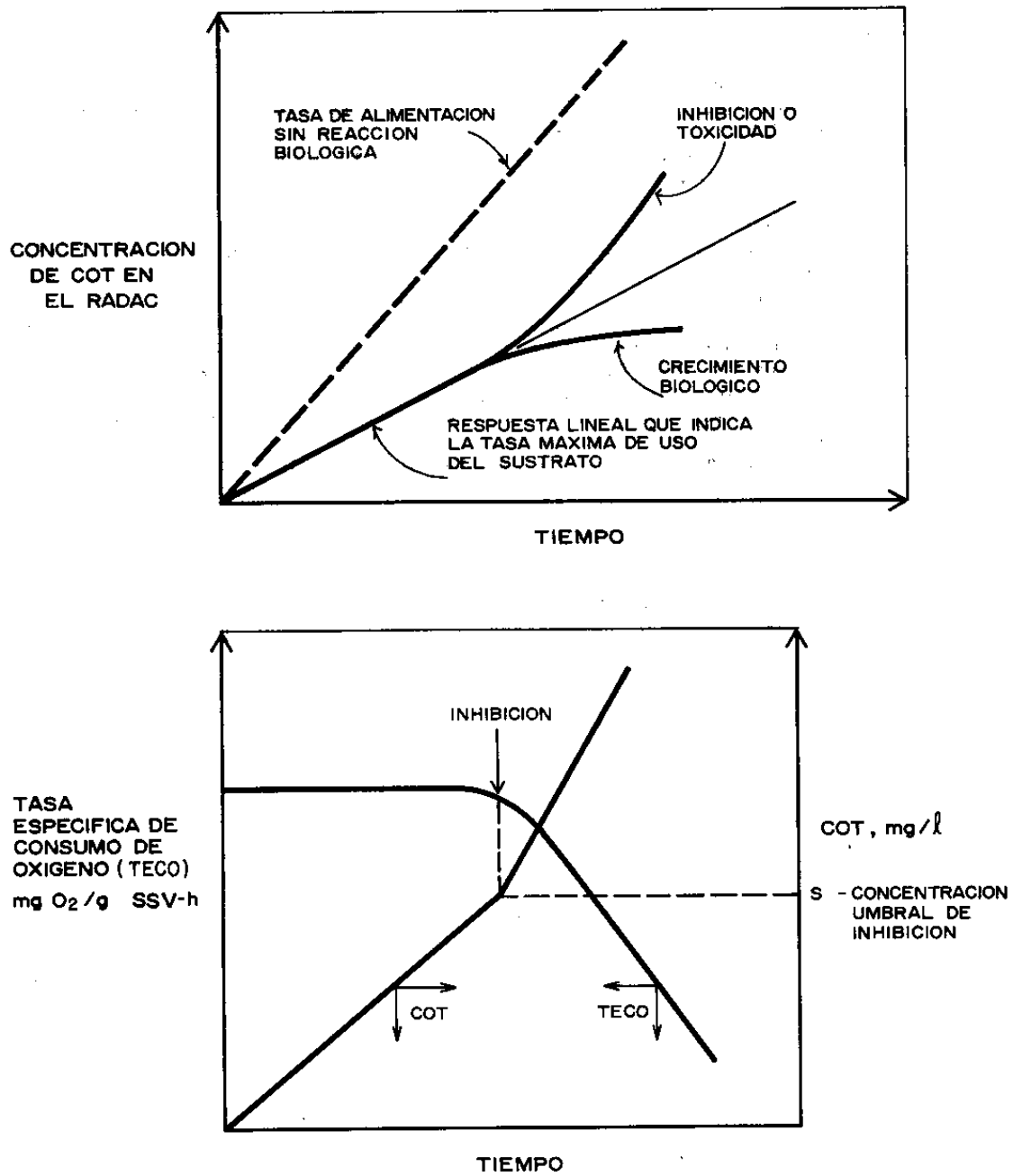


Fig. Apéndice 6.A.I.2: RESPUESTA TEORICA DEL RADAC CON UNA TASA DE FLUJO MASICO MAYOR QUE $q_{m\acute{o}x} \cdot X_v$ Y EFECTOS INHIBITORIOS

En la Tabla 6.A.II se presentan datos resumidos de los costos de actividades que deben considerarse para la evaluación de costos de las tecnologías utilizadas.

Finalmente, se presentan los costos de operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Bogotá. Los costos de operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Bogotá se presentan en la Tabla 6.A.III.

ANEXO 6.A.II

EJEMPLO COMPARATIVO DE EVALUACION DE COSTOS DE TECNOLOGIAS ALTERNAS DE TRATAMIENTO PARA REDUCCION DE TOXICIDAD

Preparado por

Prof. W. Wesley Eckenfelder

- 6.A.II.1 -

El siguiente anexo presenta una lista de las tecnologías para el tratamiento avanzado de aguas residuales y reducción de toxicidad, así como sus posibles interrelaciones.

En la Tabla 6.A.II.1 se presentan, en forma resumida, los parámetros de sensibilidad que deben considerarse para la estimación de costos de las tecnologías utilizadas.

Finalmente, se desarrolla un problema que considera la expansión de una industria de productos químicos orgánicos donde se evalúan los costos de cinco alternativas de tratamiento para propósitos de comparación.

TECNOLOGIAS APLICABLES EN TRATAMIENTO AVANZADO DE
AGUAS RESIDUALES Y REDUCCION DE TOXICIDAD.

- Tratamiento biológico - Procesos aerobios y anaerobios.
- Adsorción con carbón - TCAP^R y CAG.
- Oxidación química - Peróxido de hidrógeno u ozono.
- Precipitación química.
- Arrastre por aire (stripping).
- Manejo de lodos.

INTERRELACION DE TECNOLOGIAS

- Filtración previa a sistema CAG para remoción de sólidos suspendidos para prevenir obstrucción.
- Filtración posterior al sistema TCAP^R de lodos activados para reducir sólidos suspendidos del efluente.
- Oxidación química previa al tratamiento biológico para mejorar biodegradabilidad.
- Ajuste de pH previo a oxidación química para alcanzar condiciones óptimas en las reacciones químicas.
- Filtración posterior a la precipitación para remoción de sólidos suspendidos.
- Precipitación posterior al arrastre por aire (stripping) para remoción de hierro para prevenir impurezas.
- Acondicionamiento de lodo previo a deshumidificación y disposición.

Tabla 6.A.II.1

Parámetros de sensibilidad para la evaluación de costos de tecnologías de tratamiento

<u>Tecnología de Tratamiento</u>	<u>Costos de Capital</u>	<u>Costos de Operación y Mantenimiento</u>
Precipitación	Flujo	Acidez
Arrastre por aire (Stripping)	Flujo Componentes Porcentaje de remoción Tratamiento de desgaseificación	Requerimientos de aire Pretratamiento Tratamiento de desgaseificación
Oxidación química	Flujo Sustancia química, por ejemplo, peróxido u ozono	Requerimientos químicos
Lodo activado	Flujo Concentración de materia orgánica	Carga orgánica Disposición de lodos Costos de aeración
TCAP ^R	Flujo Manejo del carbón	Requerimientos de carbón Disposición de lodos
CAG	Flujo	Requerimientos de carbón Regeneración de carbón

EJEMPLO: EVALUACION COMPARATIVA DE COSTOS

Una industria de compuestos químicos orgánicos tiene como expectativa modificar su proceso de producción, así como introducir un nuevo producto. Se espera que el promedio global de flujo de aguas residuales de 5,0 MGD (18,9 MLD) no cambie significativamente, sin embargo, se espera que la concentración de compuestos orgánicos en el líquido residual generado por el nuevo producto sea extremadamente variable. Adicionalmente, los ensayos de biodegradabilidad indican que el nuevo líquido residual afectará en forma adversa la calidad del efluente del tratamiento biológico, excediendo los límites de toxicidad en el efluente. La planta existente consiste únicamente en un sistema de lodos activados.

Ensayos posteriores de reducción de toxicidad indican la posibilidad de varias tecnologías alternas capaces de mejorar la calidad del efluente hasta los límites permitidos. Estas incluyen:

- ALT. A. Igualación seguida por una oxidación química para mejorar la biodegradabilidad.
- ALT. B. Sin previa igualación, añadir CAP a una dosis de 250 mg/l debido al efecto de las concentraciones máximas.
- ALT. C. Previa igualación, añadir CAP a una dosis de 150 mg/l.
- ALT. D. Sin igualación, utilizar columnas de CAG posterior al tratamiento biológico.
- ALT. E. Previa igualación, utilizar columnas de CAG posterior al tratamiento biológico. De esta manera, resulta una reducción del 50% en el número de columnas requeridas, debido a los picos asociados a un flujo no igualado.

Se requiere neutralización para todas las alternativas. Utilizando las tablas 6.A.II.2 y 6.A.II.3, determine cuál alternativa de tratamiento es la más efectiva en costos.

Suponga que las condiciones utilizadas en el desarrollo de las tablas son similares a aquellas de la planta. Determine el valor presente neto para cada alternativa para un período de diseño de 10 años con una tasa de interés del 10%.

Tabla 6.A.II.2

Resumen comparativo de costos de capital

Unidad de proceso	Flujo de diseño (MGD)		Costo de la alternativa (\$ x 10 ⁶)				
	Alternativa						
	A, C, E	B, D	A	B	C	D	E
Costo base para lodos activados (existente)	5,0	5,0	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4
Igualación	5,0	NA	2,07	NA	2,07	NA	2,07
Neutralización	5,0	7,5	0,81	1,05	0,81	1,05	0,81
Oxidación química (Peróxido)	5,0	NA	2,59	NA	NA	NA	NA
TCAP ^R	3,0	5,0	NA	0,96	0,72	NA	NA
Regeneración de CAP	3,0	5,0	NA	6,51	4,70	NA	NA
Filtración	5,0	7,5	2,60	3,61	2,60	3,61	2,60
Columnas de CAG	5,0	7,5	NA	NA	NA	6,10	4,66
Regeneración de CAG	5,0	5,0	NA	NA	NA	7,70	5,30
Costo capital total (no incluye sistema de lodos activados)			8,07	12,13	10,90	18,46	15,44

Tabla 6.A.II.3

Resumen comparativo de costos de operación y mantenimiento

Unidad de Proceso	Flujo de diseño (MGD)		Costo de la alternativa (\$ x 10 ⁶ /año)				
	Alternativa						
	A,C,E	B,D	A	B	C	D	E
Costo base para lodos activados (Existente)	5,0	5,0	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Igualación	5,0	NA	0,09	NA	0,09	NA	0,09
Neutralización	5,0	5,0	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Oxidación química (Peróxido)	5,0	NA	0,68	NA	NA	NA	NA
TCAP ^R	3,0	5,0	NA	0,14	0,13	NA	NA
Regeneración de CAP	3,0	5,0	NA	0,25	0,23	NA	NA
Filtración	5,0	5,0	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
Columnas de CAG	5,0	5,0	NA	NA	NA	0,14	0,14
Regeneración de CAG	3,0	5,0	NA	NA	NA	0,50	0,32
Costo total de operación y mantenimiento (no incluye sistema de lodos activados)			1,40	1,02	1,08	1,27	1,18

SOLUCION

Utilizando las tablas 6.A.II.4 y 6.A.II.5 determine el costo base de una planta de lodos activados de 5,0 MGD (18,9 MLD). Luego aplique los factores apropiados para las tecnologías específicas para obtener los costos del sistema global. Un resumen de los costos se presenta en las Tablas 6.A.II.2, 6.A.II.3 y 6.A.II.6. Las Tablas 6.A.II.7 y 6.A.II.8 son tablas económicas de referencia. Los costos fueron desarrollados, tanto para el proceso de carbón activado en polvo (CAP) con regeneración in situ, como para el uso de este proceso sin regeneración. El costo de regeneración para el proceso de carbón activado granular (CAG) fue determinado para ambos casos: en sitio y fuera de sitio.

Las suposiciones consideradas en el desarrollo de los costos representados en las tablas incluyen:

- Se utilizó un flujo de diseño de 7,5 MGD (28,4 MLD) para algunos componentes, por la presencia de flujos picos sin igualación.
- Se utilizó un flujo de 3,0 MGD (11,4 MLD) para determinar los costos asociados con una dosis baja de carbón de 150 mg/l en los casos donde se tiene igualación, ya que los datos de las tablas 6.A.II.3 y 6.A.II.6 están basados en una dosis de 250 mg/l ($5,0 \times 150/250 = 3,0$).
- Los costos para flujos de diseño diferentes a 5,0 MGD (18,9 MLD) se interpolaron linealmente.
- Para cada alternativa se requirieron neutralización y filtración para la remoción del residual de sólidos suspendidos.
- No ocurrió cambio significativo en la producción de lodos. En la práctica, la alternativa de oxidación química puede resultar en un leve incremento del lodo biológico de desecho, debido a la mayor biodegradabilidad obtenida después de la oxidación.
- La regeneración de los sistemas de carbón granular y en polvo ocurrirá en sitio.

Tabla 6.A.II.4

Incremento en costos capitales para tecnologías utilizadas
en reducción de toxicidad
(como porcentaje de un sistema base de costo en dólares para 1989)

Tecnología	Flujo ^a (MGD)						Promedio
	0,01	0,10	0,50	1,0	5,0	10,0	
Lodo activado (Base de costo, \$ x 10 ⁶)	(0,35)1,0	(0,80)1,0	(1,63)1,0	(2,6)1,0	(7,4)1,0	(11,6)1,0	(4,06)1,0
Arrastre por aire (stripping)	0,20	0,25	0,34	0,42	0,35	0,44	0,33
Igualación	0,37	0,29	0,43	0,35	0,28	0,31	0,34
Neutralización	0,23	0,19	0,15	0,12	0,11	0,11	0,15
Precipitación/coagulación/sedimentación	0,49	0,45	0,43	0,34	0,35	0,34	0,40
Filtración	0,66	0,49	0,55	0,59	0,35	0,41	0,51
Oxidación química (Peróxido)	0,34	0,33	0,34	0,37	0,35	0,37	0,35
Oxidación química (Ozono)	0,66	0,51	0,62	0,62	0,45	0,50	0,56
Columnas de CAG	0,68	0,78	0,75	0,65	0,63	0,65	0,69
Regeneración de CAG	NA	1,00	0,98	0,85	1,04	1,00	0,97
TCAP ^R	0,20	0,16	0,25	0,18	0,13	0,12	0,17
Regeneración de CAP	NA	NA	0,89	0,81	0,88	0,79	0,84
Tratamiento biológico anaerobio	0,51	0,88	0,98	1,00	0,92	0,91	0,87
Manejo y secamiento de lodos	0,71	1,15	1,30	1,30	0,82	0,70	1,00

Indice ENR = 4570

^a Aguas residuales, DQO 1000 mg/l , DBO 500 mg/l

NA = No aplicable

Tabla 6.A.II.5

Incremento en costos de operación y mantenimiento para tecnologías utilizadas en
reducción de toxicidad
(como porcentaje de un sistema base de costos en dólares para 1989)

Tecnología	Flujo ^a (MGD)						Promedio
	0,01	0,10	0,50	1,0	5,0	10,0	
Lodo activado (Base de costo, \$ x 10 ⁶ /año)	1,0(0,02)	1,0(0,06)	1,0(0,20)	1,0(0,30)	1,0(0,80)	1,0(1,26)	1,0(0,44)
Arrastre por aire (stripping)	0,50	0,67	0,50	0,36	0,35	0,33	0,45
Igualación	0,05	0,08	0,07	0,12	0,11	0,14	0,10
Neutralización	0,25	0,33	0,40	0,43	0,63	0,65	0,45
Precipitación/coagulación/sedimentación	0,75	0,53	0,50	0,53	0,66	0,68	0,61
Filtración	0,05	0,18	0,17	0,22	0,16	0,26	0,17
Oxidación química (Peróxido)	0,50	0,67	0,56	0,63	0,85	0,88	0,69
Oxidación química (Ozono)	0,15	0,25	0,38	0,50	0,90	1,20	0,56
Columnas de CAG	0,35	0,33	0,25	0,22	0,18	0,18	0,25
Regeneración de CAG	0,50	0,33	0,40	0,40	0,62	0,60	0,47
TCAP ^R (b)	1,15 ^c	1,16 ^c	0,15 ^d	0,23 ^d	0,18 ^d	0,16 ^d	1,15 ^c 0,18
Regeneración de CAP	NA	NA	0,55	0,46	0,31	0,33	0,41
Tratamiento biológico anaerobio	0,50	0,50	0,75	0,73	0,73	0,70	0,65
Manejo y secamiento de lodos	3,00	1,67	1,50	1,16	0,94	0,92	1,53

Índice ENR = 4570

^a Aguas residuales, DQO 1000 mg/l, DBO 500 mg/l

^b Dosis de carbón activado en polvo (CAP) = 250 mg/l

^c Incluye costos de manufactura del carbón

^d Supone regeneración en sitio del carbón activado en polvo (CAP) como un costo separado

Tabla 6.A.II.6

Costos comparativos en valor presente

Costo	Alternativa				
	A	B	C	D	E
Costo de capital (\$ x 10 ⁶)	8,07	12,13	10,90	18,46	15,44
Costo de operación y mantenimiento (\$ x 10 ⁶)	1,40	1,02	1,08	1,27	1,18
(\$ x 10 ⁶)	16,67	18,39	17,54	26,26	22,69

^a Calculado a 10 años a un 10% de interés (PV factor = 6,145)

Tabla 6.A.II.7

Factores de valor presente para gastos incurridos en un tiempo^a

N Año	8%	10%	11%	12%	13%	14%	15%
1	0,926	0,909	0,901	0,893	0,885	0,877	0,870
2	0,857	0,826	0,812	0,797	0,783	0,769	0,756
3	0,794	0,751	0,731	0,712	0,693	0,675	0,658
4	0,735	0,683	0,659	0,635	0,613	0,592	0,572
5	0,681	0,621	0,593	0,567	0,543	0,519	0,497
6	0,630	0,564	0,535	0,507	0,480	0,456	0,432
7	0,583	0,513	0,482	0,452	0,425	0,400	0,376
8	0,540	0,467	0,434	0,404	0,376	0,351	0,327
9	0,500	0,424	0,391	0,361	0,333	0,308	0,284
10	0,463	0,386	0,352	0,322	0,295	0,270	0,247

^a Valor presente de \$1 gastado en el año N a varias tasas de interés,
 $PV = f \times \$ \text{ gastado}$

$$P = S \frac{1}{(1 + i)^N}$$

donde,

- i = tasa de interés
- N = período
- P = valor presente
- S = valor futuro al final de N períodos, equivalente a P a la tasa de interés i

Tabla 6.A.II.8

Factores de valor presente para gastos anuales constantes^a

N Año	8%	10%	11%	12%	13%	14%	15%
1	0,926	0,909	0,901	0,893	0,885	0,877	0,870
2	1,783	1,736	1,713	1,690	1,668	1,647	1,626
3	2,577	2,487	2,443	2,402	2,361	2,322	2,283
4	3,312	3,170	3,102	3,037	2,975	2,914	2,855
5	3,993	3,791	3,696	3,605	3,517	3,433	3,352
6	4,623	4,355	4,231	4,111	3,998	3,889	3,785
7	5,206	4,868	4,712	4,564	4,423	4,288	4,160
8	5,747	5,335	5,146	4,968	4,799	4,639	4,487
9	6,247	5,759	5,537	5,328	5,132	4,946	4,772
10	6,710	6,145	5,889	5,650	5,426	5,216	5,019

^a Valor presente de \$1 gastado cada año por N años a varias tasas de interés,
PV = f x \$ gastado

$$P = R \frac{(1 + i)^N - 1}{i(1 + i)^N}$$

donde,

- i = tasa de interés
- N = período
- P = valor presente
- R = anualidad