



UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA-IJTAPALAPA

**IMPLEMENTACIÓN Y CARACTERIZACION DE UN BIOFILTRO
PARA EL TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE GASEOSO
CONTAMINADO CON TOLUENO**

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN INGENIERÍA QUÍMICA PRESENTA:

I.Q. MARCIA GUADALUPE MORALES IBARRÍA

ASESORES:

DR. SERGIO REVAH MOISEEV

DR. RICHARD AURIA

OCTUBRE 1994

Agradecimientos

Deseo expresar mi agradecimiento a Dr. Sergio Revah y Dr. Richard Auria, por sus enseñanzas y consejos que son fundamentales no sólo para la realización de este trabajo sino también en mi formación como investigadora.

También quiero agradecer al Dr. Fermín Pérez Guevara por su colaboración en el desarrollo y revisión de esta tesis.

A los integrantes del jurado

Dr. Antonio Hinojosa

Dr. Octavio T. Ramírez

Dr. Tomás Viveros

Dr. Sergio Revah

A todos mis compañeros del laboratorio T-166 por su amistad y el apoyo que me han brindado.

Gracias al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACyT, por el financiamiento de mis estudios de maestría.

Carlos te dedico esta tesis con todo cariño y agradezco
la paciencia que me has tenido.

A mis padres, hermanas y sobrinos

Resumen

La biofiltración es una técnica de eliminación de compuestos contaminantes en fase gaseosa mediante la acción de microorganismos principalmente bacterias que degradan a los compuestos contaminantes utilizándolos como fuente de carbono y energía y convirtiéndolos en productos menos nocivos como el dióxido de carbono, agua y biomasa.

El uso de esta técnica se ha extendido a diferentes campos por sus grandes ventajas con respecto a otras técnicas y a que es económicamente atractiva. La biofiltración ha sido aplicada en la eliminación de malos olores en las plantas de tratamientos de aguas, tratamiento de efluentes gaseosos conteniendo COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) de diferentes industrias o talleres, en países como Holanda, Alemania, Japón y Estados Unidos principalmente. En México, sin embargo es una técnica que no ha sido estudiada.

De esta manera, en el presente trabajo de investigación se plantea el estudio de la biofiltración como una técnica para la eliminación de una corriente gaseosa contaminada con tolueno. En el desarrollo de este trabajo se abordarán los aspectos concernientes al diseño e instalación de un sistema para la eliminación de tolueno en un biofiltro empacado con turba que sirvió como soporte para una población microbiana mixta. De la misma, se caracterizó al biofiltro, estableciendo su respuesta ante diferentes concentraciones de tolueno (cargas) y ante diferentes tiempos de residencia. La máxima capacidad de remoción fue de $27 \text{ g/m}^3/\text{h}$, este resultado está dentro de los rangos reportados en la literatura. Se presenta un análisis de los modelos desarrollados a la fecha y se incorpora el concepto de biopelículas y de una cinética tipo Monod a un modelo existente desarrollado por Otengraf (1983) en el cual se involucra una cinética de orden cero y se involucran los conceptos de limitación por reacción y difusión. La introducción de una cinética Monod introduce una gran cantidad de parámetros como lo son la densidad de biopelícula, coeficiente de rendimiento tolueno/biomasa, tasas de crecimiento específicas, etc., sin embargo, debido a la carencia de datos microbiológicos de la población microbiana utilizada en el biofiltro de esta manera, se hace una revisión de los diferentes parámetros involucrados en el modelo a fin de acotar los rangos de valores de los mismos. Se observó que la cinética involucrada es de orden cero. Se hizo un estudio de sensibilidad paramétrica y se analizan los posible puntos que podrían mejorar la operación de un biofiltro.

La relevancia de este trabajo consiste en la introducción al estudio de la biofiltración en México.

INDICE



Introducción	1
1. Antecedentes	
1.1 Contaminación atmosférica	3
1.2 Compuestos Orgánicos Volátiles	4
1.3 Situación en México	5
1.4 Medidas para el control de la contaminación atmosférica	6
1.5 Métodos fisicoquímicos	7
1.5.1 Incineración	7
1.5.2 Adsorción	8
1.5.3 Condensación	8
1.5.4 Absorción	8
1.6 Criterios de selección de un tratamiento	8
1.7 Métodos Biotecnológicos	10
1.8 Reactores biológicos para tratamiento de gases	12
1.8.1 Biolavadores	12
1.8.2 Filtros de escurrimiento	13
1.8.3 Biofiltros	14
1.9 Biofiltración	16
1.9.1 Situación Actual	16
1.9.2 Modelado de Biofiltros	17
1.9.3 Operación de un biofiltro	18
1.9.3.1 <i>Microorganismos</i>	19
1.9.3.2 <i>Material de empaque</i>	21
1.9.3.3 <i>Acondicionamiento de la fase gaseosa</i>	23
1.9.3.4 <i>Control de humedad</i>	24
1.9.3.4 <i>Control de pH</i>	24
1.10 Justificación y Objetivos	25

2. Materiales y Métodos	
2.1 Dispositivo experimental	26
2.1.1 Acondicionamiento de la fase gaseosa	26
2.1.2 Adición de solvente	27
2.1.3 Biofiltro	27
2.2 Instrumentación del sistema de biofiltración	28
2.2.1 Sistema de adquisición de datos	28
2.2.2 Sensor de flujo másico	28
2.2.3 Sensor de humedad relativa	29
2.2.4 Sistemas de medición en el biofiltro	29
2.3 Materiales y métodos	
2.3.1 Material de empaque	33
2.3.2 Inóculo y medio de cultivo	34
2.3.3 Empacado del biofiltro	35
2.3.4 Condiciones de operación	35
2.3.5 Experimentación	36
3. Modelo	
3.1 Conceptualización del proceso de biofiltración	40
3.1.1 Fenómenos asociados a la degradación de los compuestos en el biofiltro	41
3.1.2 Análisis de los procesos de transferencia de masa en la interface	41
3.1.3 Coeficientes de transferencia de masa	44
3.1.3.1 <i>Determinación del coeficiente de transferencia de masa externa mediante el uso de correlaciones y analogías.</i>	44
3.1.3.2 <i>Coeficiente de transferencia de masa en la fase líquida</i>	46

3.1.4 Flujo de fluidos en lechos porosos.	47
3.1.4.1 <i>Características del flujo de fluidos</i>	47
3.1.4.2 <i>Dispersión axial</i>	48
3.1.5 Reacción biológica	49
3.1.6 Biopelícula	51
3.2. Planteamiento del modelo	52
3.2.1 Suposiciones del modelo	52
3.2.2 Formulación matemática del proceso de biofiltración	53
3.2.2.1 <i>Fenómenos que ocurren en la biopelícula</i>	54
3.2.2.2 <i>Balance en la fase gaseosa</i>	54
3.2.2.3 <i>Adimensionamiento</i>	54
3.2.3 Estrategia de solución del modelo	55
3.2.4 Valor de los parámetros	55
4. Resultados y Discusión	
4.1 Experimentales	62
4.1.1 Instalación dispositivo experimental	62
4.1.2 Comportamiento de los parámetros del sistema	63
4.1.2.1 <i>Flujo</i>	64
4.1.2.2 <i>Temperaturas</i>	64
4.1.2.3 <i>Caída de presión</i>	68
4.1.2.4 <i>pH</i>	69
4.1.2.5 <i>Dióxido de carbono y Humedad relativa</i>	70
4.1.3 Estado estacionario	72
4.1.4 Relación de variación de parámetros y comportamiento del biofiltro	72
4.1.5 Respuesta ante diferentes concentraciones	74
4.1.5.1 <i>Carga variable</i>	74
4.1.5.2 <i>Carga constante</i>	76
4.1.7 Balance de carbono	78

4.2 Modelo	
4.2.1 Análisis de valor de los parámetros	81
4.2.2 Reproducción de datos experimentales	84
4.2.2.1 <i>Carga variable</i>	84
4.2.2.2 <i>Perfiles de concentración</i>	86
4.2.2.3 <i>Carga constante</i>	87
4.2.3 Análisis de la macrocinética	88
4.2.4 Análisis de la microcinética	91
4.2.5 Análisis de sensibilidad paramétrica	93
4.2.5.1 <i>Tasa de consumo local de tolueno</i>	93
4.2.5.2 <i>Espesor de biopelícula</i>	94
4.2.5.3 <i>Difusividad efectiva</i>	95
4.2.5.4 <i>Constante de saturación</i>	96
4.2.5.5 <i>Area específica</i>	97
Conclusiones	100
Nomenclatura	103
Bibliografía	105
Apéndices	111
A. EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE TRANSFERENCIA DE MASA EXTERNA.	111
B. ANÁLISIS DE LOS TIEMPOS DE RESIDENCIA	114
C. VALOR DEL COEFICIENTE DE RENDIMIENTO.	118

INTRODUCCIÓN



Introducción

Uno de los problemas de la sociedad moderna es la contaminación, consecuencia de la liberación de una gran cantidad de compuestos químicos al medio ambiente, producto de actividad humana y el desarrollo industrial. La creación de materiales de larga vida y composición estable ha provocado que al ser arrojados al medio ambiente, contaminen el suelo, agua y aire. El conocimiento de los efectos nocivos que tienen estos contaminantes sobre el medio ambiente y la salud del hombre ha obligado a las autoridades a desarrollar una legislación estricta en cuanto a los residuos generados por las industrias. El objetivo general es el de lograr industrias con cero emisiones, donde los procesos tengan un alto índice de reciclamiento de materiales y ahorro de energía. Sin embargo ésto implica un replanteamiento del funcionamiento de los procesos y reformulación de los materiales. De esta manera, la meta a corto plazo es lograr que las industrias implementen sistemas de control de sus efluentes. Entre los métodos de tratamiento que existen, algunos no constituyen una solución verdadera al problema de la disposición y eliminación de residuos ya que sólo los transfieren de fase, generando nuevos contaminantes cuya toxicidad o peligrosidad no es menor que la del efluente tratado inicialmente.

La biotecnología ha abarcado diversas áreas del conocimiento científico y tecnológico entre las que se encuentran los sectores químico, farmacéutico, agrícola, etc.. Con referencia al medio ambiente, se ha dado a la búsqueda de posibles soluciones al problema de la contaminación. Así, la bioremediación, definida por la OCDE (Organización para el desarrollo económico en cooperación), como el conjunto de métodos biológicos aplicables al tratamiento de materiales contaminados (aire, agua, suelos, residuos sólidos, etc.), ha surgido como una nueva opción. En ella, los microorganismos generalmente bacterias u hongos son los responsables de transformar los compuestos tóxicos en subproductos no tóxicos, con bajos costos y pocos requerimientos energéticos evitando el transporte y disposición de los residuos contaminantes. A pesar de que la idea es simple, en la práctica, la ciencia e ingeniería de estos sistemas puede ser compleja y su eficiencia depende de la capacidad de la población microbiana para degradar a los compuestos contaminantes. Entre los métodos de bioremediación se encuentran: el tratamiento de aguas residuales, el tratamiento de terrenos contaminados, el composteo y la bioremediación insitu. Los desechos orgánicos sólidos son tratados

por medio de composteo para convertirlos en materiales aprovechables (abonos) o como generadores de biogas que puede ser utilizado como combustible. Por otro lado, la bioremediación se ha aplicado para regenerar terrenos contaminados, inoculándolos con poblaciones microbianas específicas, las cuales degradan in situ los residuos tóxicos evitando su transporte y disposición. Las aguas residuales de la industrias y de los hogares requieren tratamiento para ser utilizadas nuevamente o para ser devueltas al medio ambiente sin generar riesgos de enfermedades o envenenamiento. Dentro de las plantas de tratamiento de aguas los tratamientos biológicos constituyen una parte importante ya que remueven algunos materiales disueltos y suspendidos convirtiéndolos en otras sustancias más aceptables. Recientemente, los métodos biológicos han encontrado aplicación en el tratamiento de efluentes gaseosos provenientes de diferentes procesos industriales, los cuales emiten una gran variedad de compuestos. De esta manera, el trabajo se enfoca al estudio de efluentes gaseosos contaminados con compuestos orgánicos volátiles y el control de estas emisiones mediante biofiltración.

Este trabajo tiene como objetivo principal desarrollar y caracterizar un biofiltro donde se llevará a cabo el tratamiento de una corriente gaseosa contaminada con tolueno. El planteamiento de la tesis es el siguiente: primeramente se aborda el problema de la contaminación atmosférica, especialmente el efecto de la emisión de los compuestos orgánicos volátiles sobre el medio ambiente y la salud del hombre. Posteriormente se presenta una revisión de los métodos convencionales de tratamiento de los efluentes gaseosos y los métodos biológicos, en particular la biofiltración, estableciendo el estado del arte en cuanto a las investigaciones, en base a esto, se plantean los objetivos y la forma de desarrollo de la tesis para, por último, tratar los aspectos experimentales y mostrar los resultados obtenidos.

ANTECEDENTES

1

1.1 Contaminación atmosférica

A principios de los años 70, la contaminación del aire parecía, ser exclusivamente un fenómeno local, manifestándose, sobre todo, cerca de las fuentes de contaminación, en las ciudades y cerca de algunas industrias. Por otra parte, se explicaba que las consecuencias de la contaminación variaban en función de factores topográficos o meteorológicos locales. A partir de estas premisas, parecían ser eficaces todas las acciones que consistían en alejar y en dispersar de la mejor manera posible los contaminantes (elevación de la altura de las chimeneas, rapidez de salida del gas, creación de zonas industriales lejos de los núcleos de población). Pero en los años 70 y 80 se descubrió que la contaminación atmosférica podía actuar a distancia, a miles de kilómetros de las fuentes de emisión y que algunos gases contaminantes tenían una acción global, al contribuir a la destrucción del ozono en la estratósfera y al sobre calentamiento de la tierra.

La naturaleza durante mucho tiempo tuvo la capacidad de recuperación y asimilación de la contaminación del aire producida de forma natural (incendios de bosques, erupciones volcánicas, etc.). Una forma en que se llevaba a cabo esto, era en el mar, donde los contaminantes que se solubilizaban o que eran arrastrados por las lluvias eran degradados por medio de algas; sin que esto causara un problema grave. Otra forma de asimilación era la adsorción de contaminantes en suelos alcalinos y la degradación microbiológica en los suelos. Actualmente, la capacidad de recuperación del planeta se ha rebasado, ante la aparición de una gran cantidad de compuestos antropogénicos y recalcitrantes.

Las emisiones a la atmósfera, producto de las actividades humanas, provienen principalmente de dos fuentes: las fuentes móviles como automóviles, camiones etc. y las fuentes fijas, algunas de las cuales son de tipo puntual como las chimeneas de las industrias, hogares, oficinas, etc.; y otras dispersas como los cultivos, y la basura no contenida.

Entre las fuentes fijas industriales se pueden mencionar dos tipos de emisiones: Primero, se encuentran aquellas derivadas de la combustión, utilizada para la generación de energía, la contaminación producida por este medio depende en buena medida de la calidad de los combustibles, pero también de la presencia de equipo descontaminante. El segundo grupo comprende las demás emisiones producidas por las industrias, las cuales son de origen diverso y comprenden un gran número de contaminantes, por ejemplo: los malos olores emitidos por las

plantas de alimentos, rastros, basureros, plantas de tratamientos de aguas, rellenos sanitarios, plantas de composteo, etc., o las emisiones de compuestos azufrados y/o nitrogenados de las fundidoras, plantas de celofán y rayón, biogas, amoníaco, etc. En este último grupo se incluyen los compuestos orgánicos volátiles emitidos en procesos de polimerización, fábricas y talleres de pinturas, plantas recicladoras de aceites, lavado de componentes electrónicos, etc.

1.2 Compuestos Orgánicos Volátiles

Los Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) se encuentran entre los contaminantes más comunes emitidos por las industrias de procesos químicos. Las fuentes naturales de los COV son numerosas: bosques, zonas húmedas, arrozales, animales rumiantes, etc.. Por lo demás, los COV provienen, de tres fuentes principales, de los transportes automotrices (55%), del uso doméstico o industrial de pinturas y solventes (31%) y de las reservas de hidrocarburos (14%).

Los COV comprenden una gran variedad de sustancias químicas orgánicas, principalmente hidrocarburos que actúan, junto con los óxidos de nitrógeno, como principales precursores de la contaminación con fotooxidantes. En presencia de la luz solar, estos compuestos reaccionan y producen ozono u otros oxidantes poderosos que además de tener múltiples efectos sobre la salud (problemas respiratorios, dolores de cabeza e irritación en los ojos) contribuyen a generar smog.

Dentro de los compuestos orgánicos volátiles se encuentran los solventes. Los solventes son aquellos líquidos derivados de los hidrocarburos que son utilizados para disolver otros productos orgánicos. En la industria son usados como agentes limpiadores, desengrasantes y como reactivos. Son muchos los problemas que ocasiona el uso indiscriminado de los solventes en la industria ya que son usados en grandes cantidades. Los principales problemas del uso de solventes radican en que, generalmente, son mezclas de diversos hidrocarburos alifáticos, aromáticos e hidrocarburos halogenados, las cuales son de alto riesgo y pueden ser tóxicas, irritantes, cancerígenas o mutágenas. Estas mezclas varían en su grado de malignidad de acuerdo a la proporción en que se encuentran los compuestos, más tóxicos. Por otro lado, los solventes terminan tarde o temprano como contaminantes de la atmósfera, exceptuando las ocasiones en que se les utiliza como materia prima para la elaboración de otros compuestos.

Dentro de los solventes, el tolueno es un constituyente común en los efluentes gaseosos de muchas industrias o talleres donde se usan o producen

pegamentos, pinturas, tintas, resinas, etc. El tolueno está listado como un contaminante del aire peligroso por la CAA (Clean Air Act) y la EPA (Environmental Protection Agency) organismos que regulan las emisiones de contaminantes arrojados a la atmósfera en los Estados Unidos de América.

El tolueno es un líquido incoloro, con un olor que recuerda al del benceno, es muy poco soluble en agua y soluble en todas las proporciones en alcohol etílico, éter etílico y benceno. Se obtiene a partir del alquitrán, rara vez se encuentra en estado puro y generalmente contiene una cierta proporción de benceno. Sin embargo, mediante la ciclación y deshidrogenación del metilciclohexano se puede obtener en grandes cantidades de forma pura. El tolueno posee una capacidad como solvente parecida a la del benceno, por lo que a veces se usa como sustituto de éste en muchas operaciones. Se utiliza también como solvente de aceites, resinas, caucho natural y caucho sintético, alquitrán de hulla, asfalto, brea y acetilcelulosa, como solvente y diluyente de pinturas y barnices de celulosa y como diluyente de tintas de fotograbado. Además este producto es un constituyente de las gasolinas. La exposición continua a tolueno tiene efectos nocivos sobre la salud, ya que puede ser absorbido por vía respiratoria, o por contacto con la piel. La exposición prolongada a una concentración mayor a la permisible (100 ppm o 375 mg/m³ para un período de 8 horas) a los vapores de tolueno provoca alteraciones permanentes en el sistema nervioso central. El contacto sobre la superficie cutánea produce desecación, fisuración e infecciones secundarias (Harte et al , 1991).

1.3 Situación en México

Para puntualizar el problema, consideremos el caso de la Ciudad de México, la cual constituye una de las ciudades más contaminadas del mundo. Numerosos factores contribuyen a la contaminación atmosférica, entre los cuales se puede considerar: una centralización marcada del sector industrial (20% de las industrias totales), una población elevada (15 millones de habitantes en 1990) y una situación geográfica desfavorable (altitud de 2 240 m y situada entre montañas de 4 000 m).

Actualmente se emiten más de 4,756,000 toneladas anuales de contaminantes atmosféricos, de los cuales el 8.4% (400,000 ton/año) provienen de fuentes estacionarias como: termoeléctricas, industrias y establecimientos de servicios. El 68% de las emisiones totales están constituidas por CO, 13% de hidrocarburos, 10% de partículas, 4% por NOx y 3% por SO₂ .

En la Ciudad de México existen más de 30 mil establecimientos industriales de ellos alrededor de 4 mil contribuyen significativamente a la emisión de contaminantes, por su tamaño, abarcando procesos de transformación y combustión. Destacan las ramas química (incluyendo pinturas y solventes), plásticos, metalmecánica, asfalto, grasas-aceites y cementera.

Las industrias de las áreas química y metalúrgica son particularmente agresivas al medio ambiente por la obsolescencia y poco control de los procesos de combustión, el empleo de combustibles con alto contenido de azufre y el uso de solventes. En particular el control sobre las emisiones en las diferentes operaciones donde se aplican solventes, es prácticamente inexistente y las mismas técnicas de aplicación y usos de estas sustancias propician su desperdicio y consumo excesivo.

En la Tabla 1.1 se encuentran algunos de los compuestos COV más utilizados en las industrias de la Ciudad de México y sus emisiones. Entre ellos se encuentra el tolueno como uno de los principales compuestos contaminantes.

COV emitidos en la Ciudad de México	Toneladas por mes
Solventes orgánicos	798
Naftadisolventes	310
Alcoholes no especificados	117
Thiner	65
Xilol	52
Tolueno	44
Gasolina	44
Metil-etil cetona	44
Alcohol isopropílico	44
Acetona	26
Xileno	25
Acetato de etilo	23
Glicoles	22

Tabla 1.1. Emisiones de COV en Cd. México

SEDESOL 1993

1.4 Medidas para el control de la contaminación atmosférica.

La vida cotidiana en la Ciudad de México está sufriendo alteraciones por el deterioro de la calidad del aire. A mediano plazo, su infraestructura y actividades

productivas deberán modificarse para dar lugar a un desarrollo sustentable que en el futuro proteja la salud de sus habitantes e incremente su bienestar, sin perjuicio del medio ambiente. Ante esta situación, desde 1986, se han emprendido las primeras medidas para tratar de frenar la tendencia de deterioro progresivo: inicio de la sustitución parcial de combustóleo por gas natural en las termoeléctricas, programa de verificación obligatoria de vehículos automotores y reducción de plomo en la gasolina.

Actualmente la legislación en materia ambiental que rige a nuestro país a través de diversos reglamentos tanto federales como estatales obligan al sector industrial a controlar la emisión de sus efluentes. La SEDESOL (Secretaría de desarrollo social) así como otras autoridades de los estados y municipios tienen la capacidad de efectuar inspecciones a compañías, con el objeto de verificar el cumplimiento de la legislación ambiental y en caso de incumplimiento imponer sanciones o el cierre temporal, parcial o total de sus instalaciones.

En países como Alemania, Holanda, Japón, Estados Unidos, etc. existe una legislación estricta acerca de las emisiones que pueden ser arrojadas al medio ambiente. Al igual que en estos países, las industrias, en México, se están viendo la necesidad de implementar sistemas de control de las emisiones gaseosas. Para ello es necesario realizar estudios con el fin de desarrollar e implementar métodos de tratamiento de efluentes gaseosos que disminuyan los efectos nocivos de la contaminación tanto para el hombre como el medio ambiente, sin afectar el desarrollo industrial.

En este contexto se presenta, a continuación, una revisión acerca de los métodos utilizados para el tratamiento de efluentes gaseosos.

1.5 Métodos físico-químicos

Entre los métodos físicoquímicos para la eliminación de contaminantes en fase gaseosa se encuentran:

1.5.1 Incineración. La incineración consiste en hacer reaccionar al contaminante con oxígeno para formar dióxido de carbono y agua. Los sistemas de incineración pueden ser térmicos, a la flama o catalíticos. Los incineradores catalíticos consumen menos combustible y son más fácilmente controlables. La incineración permite alcanzar niveles casi completos de remoción de contaminantes,

y su eficiencia está determinada fundamentalmente por el diseño del equipo de incineración. Los costos de operación de estos equipos pueden reducirse acoplando sistemas de recuperación de energía.

1.5.2 Adsorción. La adsorción es un proceso físico que involucra la transferencia del contaminante a la superficie de un sólido, el adsorbente, en donde es retenido. Es una operación atractiva para el manejo de bajas concentraciones de contaminante y cuando se desean concentraciones de salida muy bajas (menores a una parte por millón en volumen, ppmv). Los adsorbentes pueden ser polares (alúminas, mallas moleculares y sílica) para gases polares o bien no específicos como el carbón activado, que es muy apropiado para compuestos orgánicos. Los adsorbentes pueden estar en ciertos casos impregnados con catalizadores u otros compuestos químicos para mejorar la adsorción y, en algunos casos, para lograr una transformación del gas en compuestos menos dañinos. Los equipos utilizados incluyen generalmente dos o más tanques de lecho fijo en paralelo para regenerar o cambiar el soporte mientras el proceso sigue funcionando.

1.5.3 Condensación. La condensación involucra el enfriamiento del gas por abajo del punto de rocío del contaminante. La eficiencia del equipo está ligada directamente a la temperatura de enfriamiento y la presión de vapor del contaminante. La condensación se logra por contacto directo del gas con un líquido refrigerante o pasando el gas por un intercambiador de calor.

1.5.4 Absorción. La absorción involucra la transferencia de masa de un compuesto de la fase gaseosa a un solvente líquido, en un dispositivo donde se ponen en contacto la fase líquida y la gaseosa. Se usa cuando el gas que se absorbe se encuentra en altas concentraciones (en rango de por ciento en volumen) o bien es altamente soluble. El solvente puede ser agua o bien un líquido orgánico de baja volatilidad. Los equipos típicos son columnas empacadas o de platos, lavadores tipo venturi o de spray.

1.6 Criterios de selección de un tratamiento

La selección de un tratamiento para el control de los compuestos contaminantes gaseosos implica un análisis profundo tanto de las características del efluente gaseoso, como del proceso de eliminación. Rinko y Matthew (1988)

mencionan que la selección del proceso a utilizar dependerá de la correcta caracterización del efluente a tratar, es decir, establecer las concentraciones o cantidades totales del contaminante, las características de la corriente gaseosa como son temperatura, humedad y flujo, la eficiencia de remoción requerida, la toxicidad y peligrosidad del contaminante, determinar su carácter corrosivo, la posibilidad de recuperación y reutilización del contaminante y los costos.

De acuerdo a estudios realizados en EUA (Moretti y Mukhopadhyay, 1993) se establece que los métodos de control de emisiones de COV comúnmente utilizados son la oxidación térmica, la oxidación catalítica, la condensación, la adsorción (carbón activado), la absorción y la biofiltración. Esta última, empieza a ser aplicada como una técnica de eliminación de contaminantes. En la tabla 1.2 se especifican las fuentes de emisión, las categorías de COV, los flujos y concentraciones de entrada característicos de cada tratamiento.

Tecnología	Fuente de emisión	Categoría de COV	Flujo pies ³ /min	Concentración de COV ppmv
Oxidación Térmica	PV,ST,TO,WW	AHC,HHC,A,K	<20,000 *	20-1,000 *
			>20,000**	≥1,000 **
Oxidación catalítica	PV,ST,TO,WW	AHC,HHC*,A,K	Ilimitado	50-10,000
Condensación	PV,ST,TO	AHC,HHC*,A,K	≤2,000	5,000-12,000
Adsorción	PV,ST	AHC,HHC*,A	≥300	20-20,000
Absorción	PV,ST,TO	A,K	≤1,000	1,000-20,000
Biofiltración	PV,WW	AHC,HHC*,A,K	Ilimitado	500-2,000

Fuente de emisión F=Fugas, PV=Ventilación de proceso, ST=Tanques de almacenamiento, TO= Operaciones de transferencia, WW= Operaciones de aguas residuales
Categoría de COV. AHC= Hidrocarburos aromáticos y alifáticos, HHC= Hidrocarburos halogenados(*Aplicabilidad limitada), A= Alcoholes, glicoles,éteres, epóxidos y fenoles, K= Cetonas y aldehidos.
* Sin recuperación de calor, ** Con recuperación de calor

Tabla 1.2. Tecnologías de Control de COV. Moretti y Mukhopadhyay (1993)

Dyer y Mulholland (1994) analizaron diversas tecnologías de control de contaminantes en un rango amplio de flujos de gas y concentraciones de COV. La figura 1.1 resume los resultados de su evaluación, esta figura muestra las opciones más efectivas en cuanto a costos para el tratamiento de efluentes para un determinado flujo y concentración de COV. Cuando las áreas se sobreponen, los costos netos difieren en menos del 25% y en estos casos se requiere una

evaluación específica para determinar la opción más factible. Si el COV en el efluente tiene un valor de más de N\$0.9/libra, la recuperación con carbón activado podría ser considerada. La adsorción en carbón activado es el método más efectivo para velocidades mayores de 1,000 pies³/min y concentraciones mayores de 500 ppm. Para flujos menores de 100 pies³/min, las tecnologías con más bajos costos son la condensación y la oxidación térmica. Para corrientes muy diluídas, la biofiltración es una buena opción de abatimiento.

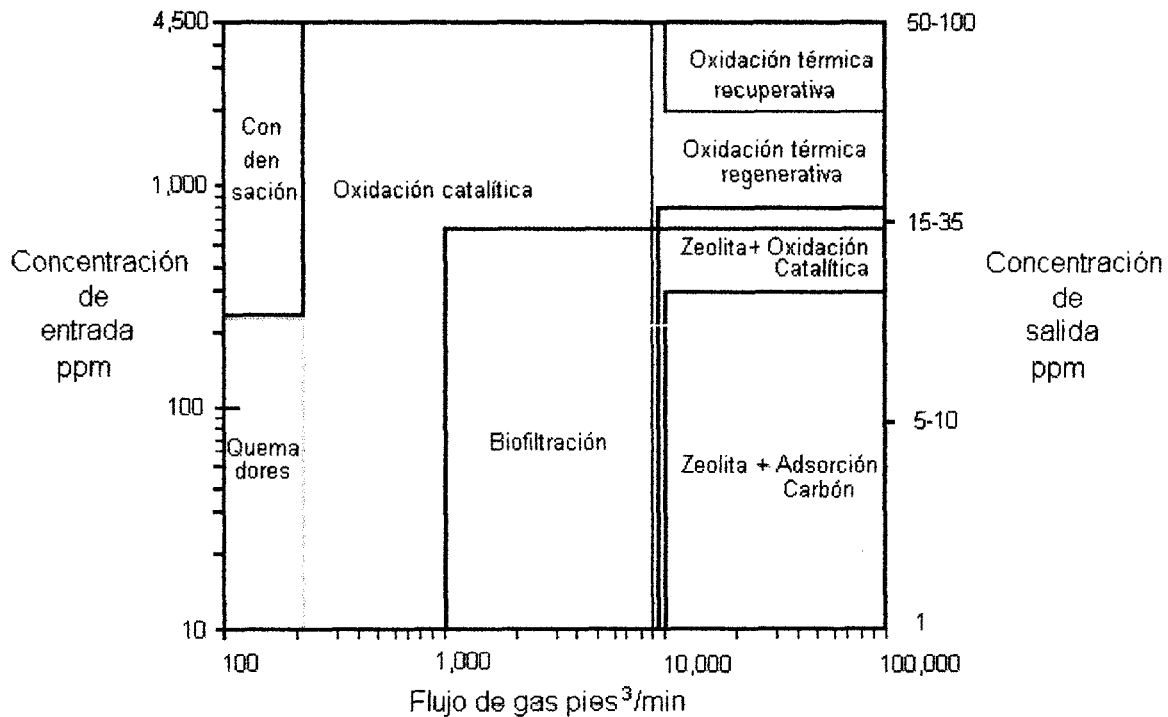


Figura 1.1 Selección de un método tratamiento de un efluente gaseoso.

(Dyer y Mulholland 1994)

Como se pudo observar anteriormente, los métodos biotecnológicos empiezan a ser utilizados y constituyen una alternativa atractiva para la eliminación de contaminantes. A continuación, se presentan los principios de operación de un sistema biológico, así como los diferentes tipos de arreglos o reactores aplicados dentro de los métodos biotecnológicos.

1.7 Métodos biotecnológicos

Entre los métodos existentes para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles (COV), los métodos biológicos representan una opción. Estos métodos son

una extrapolación de los procesos que se realizan en la naturaleza para la degradación de los contaminantes. En estos sistemas se aprovecha la habilidad que tienen algunos microorganismos para degradar, bajo condiciones aeróbicas, una gran variedad de compuestos orgánicos y llevarlos a productos finales como H₂O y CO₂. Parte de estos compuestos son transformados, a lo largo del proceso, en nuevo material celular (Figura 1.2).

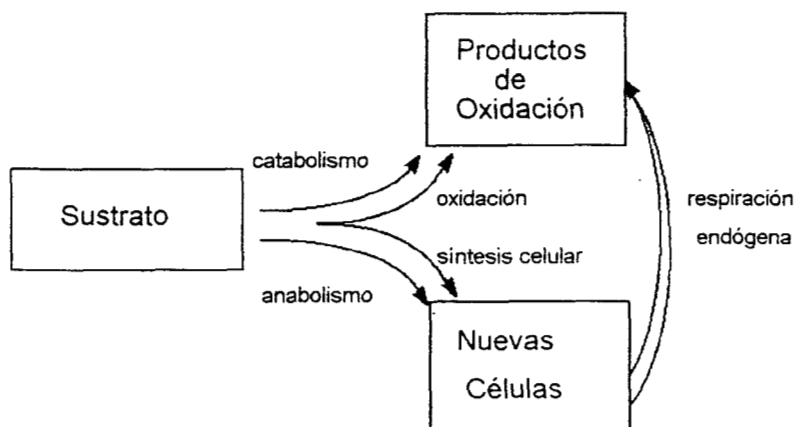


Figura 1.2. Utilización del sustrato en un proceso microbiano

Los procesos de eliminación biológica presentan ciertas ventajas sobre los métodos fisicoquímicos, particularmente para el tratamiento de efluentes gaseosos con bajas concentraciones (menores a 2000 ppmV) de COV, donde los demás métodos, para funcionar eficientemente, requerirían de altos costos de operación. Los tratamientos biológicos transforman los contaminantes en productos menos dañinos como el dióxido de carbono, minimizando su efecto sobre el medio ambiente, a diferencia de otros métodos, como la adsorción en carbón activado o en la absorción, donde los contaminantes sólo son transferidos a otra fase, sin perder su carácter de residuo tóxico. Este tipo de sistemas opera a condiciones ambientales, por lo tanto se reduce el riesgo de accidentes y la generación de nuevos contaminantes como los óxidos de nitrógeno generados por las altas temperaturas de operación (700-1000 °C) en los procesos incineración.

En los métodos biológicos, los materiales utilizados como soporte son de tipo orgánico (turba o composta), y sus costos son mucho menores en comparación con algunos métodos fisicoquímicos, como la incineración catalítica, donde el costo de los catalizadores, es mucho mayor. En el caso de la incineración térmica, se requieren elevados costos de energía para alcanzar altas temperaturas, lo cual no

es necesario en los métodos biológicos. Además, los costos de mantenimiento son mínimos. Bohn (1992) presenta una tabla sobre los costos de operación de los diferentes procesos en comparación con los biofiltros. Como se puede observar los costos de la biofiltración son mucho menores.

Método de eliminación de COV	Costo total por 10 ⁶ pies ³ de aire
Incineración	N\$ 390
Cloración	N\$ 180
Ozonización	N\$ 180
Carbón Activado (con regeneración)	N\$ 60
Biofiltración	N\$ 24

Tabla 1.3. Costos de la biofiltración comparados con otros métodos de tratamiento de COV (Bohn, 1992).

Los métodos biotecnológicos, se pueden considerar como procesos muy baratos de eliminación de contaminantes. Sin embargo, la eficiencia de estos sistemas depende de la biodegradabilidad de los compuestos a tratar y requieren una disponibilidad de grandes espacios. Además de que son métodos definitivos de eliminación de contaminantes, por tanto no hay posibilidad de recuperación de COV.

1.8 Reactores biológicos de tratamientos de gases.

Los dispositivos, donde se llevan a cabo los tratamientos biológicos de gases residuales fueron clasificados por Ottengraf (1987) de acuerdo a la forma como se encuentra la fase acuosa y la fase microbiana.

BIO-REACTOR	FASE ACUOSA	FASE MICROBIANA
Biolavador	Movimiento	Dispersa
Filtros de escurrimiento	Movimiento	Inmovilizada
Biofiltro	Estacionaria	Inmovilizada

Tabla 1.4 Clasificación de los bio-reactores de acuerdo al comportamiento de la fase acuosa y microbiana (Ottengraf, 1987).

1.8.1 Biolavadores. Un biolavador consiste de un compartimiento de lavado y otro de regeneración. En el primero, el gas a tratar junto con el oxígeno del aire fluyen a contracorriente con el agua, de manera que los gases son absorbidos por el agua. La fase acuosa es entonces transportada al tanque de regeneración, donde se tendrán grandes tiempos de residencia, con el fin de que los microorganismos presentes degraden los compuestos absorbidos (Buisman, 1993).

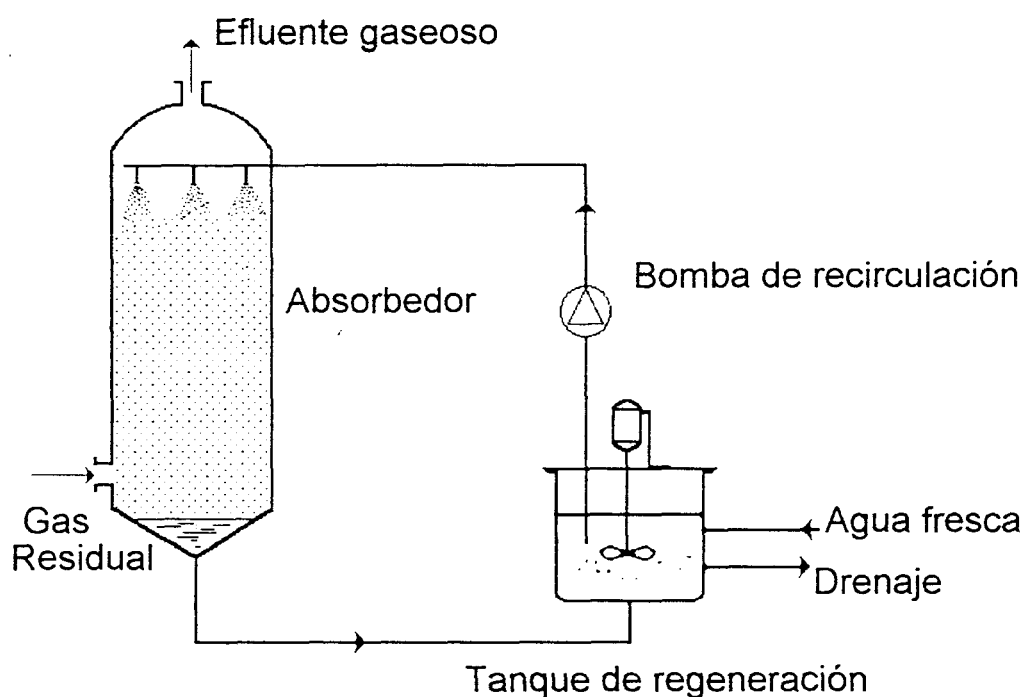


Figura 1.3. Biolavador

1.8.2 Filtros de escurrimiento. En contraste con los biolavadores, en los filtros de escurrimiento, el proceso de absorción de gases y regeneración de la fase líquida se lleva a cabo en un sólo dispositivo. Consisten generalmente de columnas rellenas de un empaque, en cuya superficie se desarrolla una película microbiana. El agua se recircula continuamente por la parte superior del filtro y fluye hacia abajo formando una capa fina, que rodea al material de empaque y humedece a la biocapa. El gas a tratar es forzado a pasar a contracorriente o en paralelo del flujo de agua a través del lecho. Los compuestos solubles en agua y el oxígeno son transferidos a la fase líquida y después a la película microbiana donde son

eliminados por medio de reacciones biológicas. Estos dispositivos son usados principalmente cuando las reacciones de oxidación de compuestos que contienen N, Cl o S generan compuestos que producen una fuerte variación del pH del medio y es necesario agregar agentes neutralizantes en la fase líquida que se encuentra en recirculación (Diks y Ottengraf, 1994).

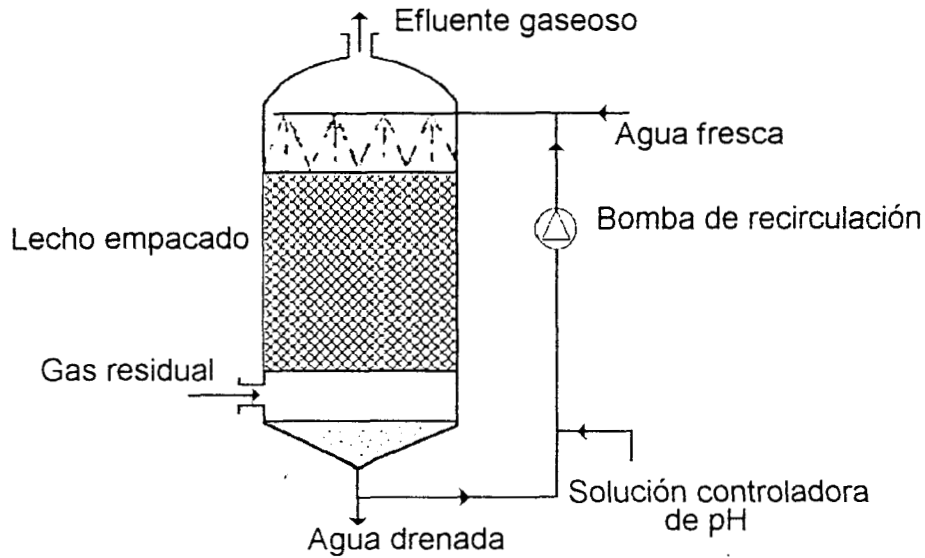


Figura 1.4. Filtro de escurrimiento

1.8.3 Biofiltros. En este tipo de sistema, los gases residuales son forzados a pasar a través de un lecho empacado con un soporte de origen natural, el cual es biológicamente activo. En los biofiltros no existe una corriente líquida en recirculación, el líquido presente en estos sistemas no se encuentra de manera libre sino adsorbido en el material de empaque que sirve como soporte a los microorganismos. Debido a esta situación, estos sistemas poseen una área específica mayor que los filtros de escurrimiento, lo que implica una mayor área de transferencia gas-biopelícula.

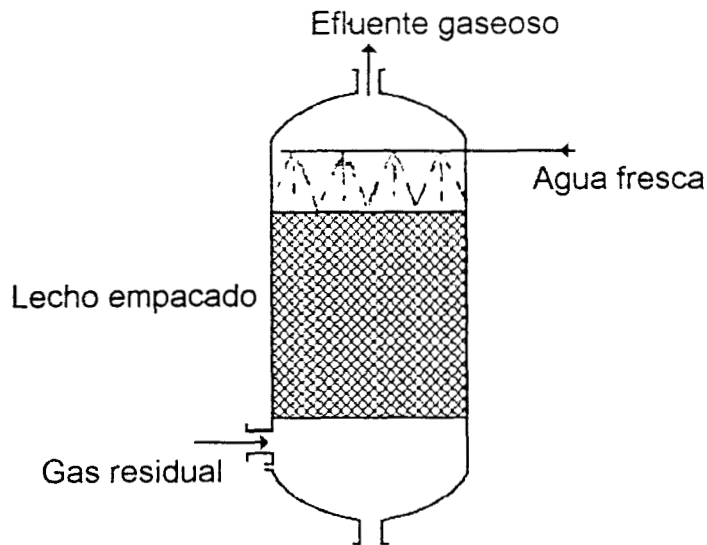


Figura 1.5. Biofiltro.

En la tabla 1.5 se presentan una comparación entre los diferentes métodos biotecnológicos, sus áreas de aplicación, sus ventajas y desventajas.

La selección entre alguno de los sistemas biológicos, anteriormente mencionados, dependerá básicamente de las características de los compuestos a eliminar y de las condiciones de control que requiera el sistema. De esta manera, si es necesario un control de pH, éste puede llevarse a cabo tanto en los filtros de escurrimiento como en los biolavadores donde existe una fase líquida en recirculación, control que no puede realizarse en un biofiltro. Estos cambios en el pH del medio se deben a que durante la degradación de compuestos que tienen en su estructura átomos de Cl, S, N (diclorometano, disulfuro de carbono, dimetilamina, amoníaco, etc.) producen ácidos inorgánicos, sin embargo algunos compuestos que tienen exclusivamente carbono, hidrógeno y oxígeno pueden acidificar el medio ya que al reaccionar generan ácidos, como el acetato de etilo que produce ácido acético durante su degradación. Por otro lado, la selección también depende de las instalaciones disponibles en la industria y su disponibilidad de espacio. De esta manera, si se dispone de una planta de tratamiento de aguas, es posible instalar únicamente un contactador gas-líquido y pasar la corriente líquida contaminada a la planta de tratamiento de aguas a fin de que los compuestos contaminantes sean degradados por la población microbiana. Los biofiltros constituyen el arreglo más

Tabla 1.5. Características, área de aplicación, ventajas y desventajas de las técnicas biológicas de tratamientos de gases residuales

Características	Area de aplicación	Ventajas	Desventajas
Biofiltración			
Biomasa inmovilizada Fase acuosa inmóvil Reactor simple	Concentración de los compuestos menores a 1.0 g/m^3 Coeficientes de Henry menores de 10	Alta area superficial gas/líquido Fácil operación y arranque Bajos costos de operación	Control pobre sobre las condiciones de reacción Adaptación lenta a concentraciones fluctuantes en el gas Requiere una gran área
Biolavador			
Biomasa suspendida Fase acuosa móvil Dos reactores	Concentración de los compuestos menores de 5g/m^3 Coeficientes de Henry menores de 0.01	Mejor control de las condiciones de reacción (pH, nutrientes) Posibilidad de evitar acumulación de productos Equipo compacto Baja caída de presión	Baja área de transferencia de masa Lavado o arrastre de los microorganismos creciendo Disposición o generación de un exceso de lodos. Procedimientos de arranques complicados. Suministro de aire extra necesario para altas tasas de degradación Altos costos de inversión, mantenimiento y operacionales.
Filtro biológico de escurrimiento			
Biomasa inmovilizada Fase acuosa móvil Un sólo reactor	Concentraciones de los compuestos menores de 0.5 g/m^3 Coeficientes de Henry menores de 1	Comparable al biolavador Mejor retención de los microorganismos creciendo Un sólo reactor	Bajas áreas de transferencia de masa Generación de un exceso de lodos Procedimiento de arranque complicado Altos costos de operación

sencillo y por tanto involucra costos de operación y requerimientos de energía menores.

1.9 Biofiltración.

1.9.1 Situación Actual. A pesar de que el desarrollo de la biofiltración es reciente, el principio de la purificación de gases residuales por contacto del gas contaminado con una población microbiana adecuada no lo es. Los primeros trabajos utilizando esta técnica datan de 1923, cuando se le utilizó para reducir las emisiones de H₂S provenientes de plantas de tratamientos de aguas. A partir de esta fecha, se han instalado un gran número de biofiltros con lechos de suelo cerca de plantas de tratamiento de aguas, de tratamiento de residuos sólidos, de operaciones de composteo y en algunas fábricas de alimentos para la eliminación de compuestos olorosos. Sin embargo, el diseño de los sistemas de biofiltración era básicamente empírico. En los 80's, en Alemania y Holanda se extendió el uso de la biofiltración para el control de COV emitidos por plantas químicas, talleres de impresión, fábricas de solventes u operaciones de revestimiento; este desarrollo se debió, en gran medida, a la expedición de nuevas regulaciones federales para el control de emisiones de COV y gases tóxicos provenientes de las fuentes existentes, y a que la biofiltración ofrecía un método efectivo para el control de las emisiones a bajos costos.

Así, en 1983, Ottengraf y Van Den Oever presentaron un trabajo donde se estudiaba la eliminación de una mezcla de compuestos constituida por tolueno, acetato de etilo, butilacetato y butanol. Estos autores propusieron un modelo que permitía una descripción cuantitativa de los procesos involucrados en la biofiltración y un dimensionamiento adecuado del sistema. Este trabajo marcó una nueva etapa en cuanto al desarrollo de la biofiltración, constituyendo un gran adelanto en cuanto a la comprensión del proceso.

Como se puede observar en la Tabla 1.6, a partir de este estudio se han publicado varios trabajos, donde se presentan los resultados de la instalación de biofiltros operando eficientemente en diferentes industrias como la farmacéutica, alimentaria, plantas de tratamientos de aguas, laquerías, polimerización; eliminando compuestos como: etilacetato, estireno, alcoholes, ácido sulfhídrico, etc. Se han expuesto los problemas que se presentan en la operación de biofiltros, como la homogeneización de la corriente gaseosa, la compactación y la mineralización del

material empaque (Ottengraf 1984), a este respecto se han desarrollado mezclas de materiales para obtener estructuras más homogéneas y estables (Paul y Castellijn 1987 y Baltzis y col. 1992). Se han diseñado instalaciones adicionales para garantizar el funcionamiento correcto de los biofiltros, así, con el objetivo de suavizar las fluctuaciones o cortes en la carga de contaminantes se han instalado filtros de carbón activado, donde se adsorben los contaminantes en el período de emisión de la industria y posteriormente, mediante un flujo de aire son desorbidos y alimentados al biofiltro cuando la industria interrumpe su operación (Dragt y col. 1987). También se han reportado instalaciones de biofiltros en serie y en multietapas para el tratamiento de efluentes gaseosos constituidos por varios compuestos contaminantes, inoculando cada etapa con poblaciones adecuadas para eliminar un compuesto específico (Van Tongeren y Bijl 1987). Sin embargo, en algunos de estos estudios no se especifica ni la población microbiana ni el material de empaque utilizado. En 1990 y 1992 se presentaron revisiones extensas acerca de los aspectos a considerar en el diseño de un biofiltro y los costos asociados a este proceso (Bohn 1992, Ottengraf y Disks 1990, 1991, Winer y Leson 1990 y finalmente Williams y Miller 1992). Prácticamente todos estos trabajos se basan en los conceptos propuestos originalmente por Ottengraf. Pocos estudios básicos sobre el comportamiento de los biofiltros han sido publicados y no es sino hasta fechas recientes cuando en Estados Unidos, se han desarrollado estudios completos reportando desde la selección de la población microbiana y hasta el mejoramiento de materiales de empaque (Baltzis et al, 1992 y Ergas et al, 1993).

1.9.2 Modelado de biofiltros. Algunas descripciones teóricas sobre el proceso de eliminación de contaminantes en los biofiltros, se basan en el concepto de biopelícula, introducido en los estudios de eliminación de contaminantes en fase líquida, la cual provee un análisis claro de los fenómenos de degradación de los contaminantes por la población microbiana.

De esta manera, Ottengraf y Van den Oever (1983) presentan un modelo considerando coordenadas rectangulares y una cinética de eliminación de orden cero, con esta base, los autores establecen que pueden existir dos regímenes de operación en el biofiltro, los cuales pueden dominar el proceso total de eliminación de los contaminantes: la limitación por reacción y la limitación por difusión, dependiendo de la concentración del contaminante en la fase gaseosa y la profundidad de penetración en la biopelícula. Este modelo fue utilizado para

reproducir el comportamiento de un biofiltro donde se trató un flujo de aire contaminado por un thiner constituido por tolueno, acetato de etilo, butanol y butilacetato. En este modelo no se consideraron, las posibles interacciones en la eliminación de estos compuestos, por el contrario, se asumió que cada uno de ellos se degradaba de forma independiente.

Ergas et al. (1993) propusieron un modelo donde suponen una cinética de primer orden con respecto a la concentración del contaminante. Argumentando que las concentraciones son muy pequeñas en comparación con el valor de la constante de saturación en su biofiltro, trataron una mezcla constituida por tolueno, diclorometano y tricloroeteno.

En los modelos expuestos anteriormente se usan aproximaciones de la ecuación de Monod. En el modelo planteado por Baltzis et al. (1992) se supone una cinética tipo Haldane para la degradación del metanol. Esta ecuación relaciona directamente la concentración del sustrato con el crecimiento de la población microbiana y considera que puede existir inhibición a altas concentraciones de sustrato. Aunado a esto, introducen el efecto de la concentración de oxígeno en la remoción de metanol, representando su consumo con una cinética tipo Monod. Este modelo, al realizar una descripción más detallada de los procesos de crecimiento-consumo de sustrato involucra a la vez conceptos como la densidad de la biopelícula y los valores de los parámetros asociados a la cinética de consumo.

Por otro lado, se han desarrollado modelos que no hacen un análisis tan detallado de los fenómenos biológicos en los procesos de biofiltración y se concentran en los fenómenos de transporte involucrados en los procesos de eliminación de contaminantes en los biofiltros. De esta manera Deviny et al (1993) desarrollaron un modelo matemático que describe la transferencia de contaminantes desde el aire a las fases sólida/acuosa y la degradación biológica del sustrato por medio de una cinética de primer orden, sin involucrar los conceptos de biopelículas, considerando la producción y acumulación de CO_2 y los cambios de pH resultantes debido a este fenómeno.

1.9.3 Operación de un biofiltro. Para comprender el proceso de biofiltración y las condiciones ligadas a su buen funcionamiento, es necesario hacer referencia a los aspectos básicos de operación en los biofiltros. Por un lado se encuentran la población microbiana capaz de degradar los compuestos contaminantes y el soporte en donde se encontrarán inmovilizados los microorganismos, y por otro, los aspectos

relacionados con el proceso de biofiltración en sí y los fenómenos de transporte involucrados.

Un diseño adecuado satisface estos aspectos y considera un gran número de factores como son: la población microbiana adecuada para el consumo de los solventes, las condiciones ambientales propicias para su desarrollo, como humedad, pH, soporte, acondicionamiento del gas de entrada, velocidad del gas, tiempo de residencia, etc.

En la tabla 1.6 se presenta una revisión de los trabajos sobre biofiltración y se especifican las condiciones de operación, población microbiana y materiales de empaque utilizados.

Leson y Winer (1991), la compañía Clairtech (1991) y Williams y Miller (1992) han realizado revisiones completas acerca de los factores a considerar en el diseño de biofiltros. Los puntos principales se presentan a continuación.

1.9.3.1 Microorganismos. La biofiltración depende predominantemente de microorganismos heterotróficos que utilizan los componentes orgánicos como fuente de carbón y energía. Los microorganismos realizan reacciones de mineralización, ya que los compuestos orgánicos volátiles, que son utilizados como fuente de carbono y energía, son oxidados a dióxido de carbono y agua, al mismo tiempo que se genera biomasa. En la tabla 1.7 se presenta una lista de las poblaciones microbianas capaces de degradar diferentes compuestos orgánicos.

Las características de los contaminantes pueden afectar su velocidad de degradación e incluso hacerla imposible. La estructura y complejidad de los compuestos determina su potencial para la biodegradación, así algunos investigadores se han dado a la tarea de aislar e identificar diferentes microorganismos capaces de consumir compuestos difícilmente biodegradables como lo son los compuestos aromáticos y aquellos hidrocarburos que contienen átomos de cloro ó azufre en su estructura.

Claus y Walker (1964) reportaron dos tipos de bacteria las *Pseudomonas* y *Achromobacter*, como capaces de crecer teniendo como única fuente de carbono al tolueno, benceno u otros compuestos aromáticos. La ruta metabólica de eliminación del tolueno es la conversión a alcohol bencílico, benzaldehído, ácido benzoico y catecol. Las cepas fueron recolectadas inicialmente de muestras de suelo y fueron inoculadas en tierra y tratadas con vapor de tolueno por varios días. Este trabajo no

estaba encaminado a la selección de microorganismos para biofiltros pero indica la forma como se lleva a cabo la degradación del tolueno.

Microorganismo	Sustrato
<i>Hypomicrobium</i>	Cloruro de metilo
<i>Pseudomonas DM1</i>	Diclorometano
<i>Methylobacterium DM11</i>	Diclorometano
<i>Mycobacterium L1</i>	Cloruro de vinilo
<i>Pseudomonas WR1306</i>	Clorobenceno
<i>Pseudomonas GJ60</i>	1-2 diclorobenceno
<i>Pseudomonas</i>	1-3 diclorobenceno
<i>Alcaligenes AI75</i>	1-4 diclorobenceno
<i>Nocardia</i>	Xileno
<i>Nocardia</i>	Estireno
<i>Hyphomicrobium</i>	Diclorometano
<i>Pseudomonas putida</i>	Tolueno, fenol
<i>Acromobacter</i>	Tolueno

Tabla 1.7 Especificidad de poblaciones microbianas para degradar determinados compuestos
(Ottengraf, 1986)

Dick (1984) reporta varias bacterias capaces de degradar el 2 cloroetano y el 1-2 dicloroetano. Los microorganismos fueron obtenidos de lodos activados de una planta de tratamiento de aguas, que posteriormente fueron transferidos a un medio mineral. Los microorganismos reportados fueron dos cepas de *Pseudomonas sp.*, la GJ1 que degrada el 1-2 dicloroetano y la cepa GJ10 que degrada al 2 cloroetano.

En 1986 Ottengraf et al. proponen un modelo cinético para la eliminación de compuestos xenobióticos en fase líquida. Los compuestos xenobióticos son aquéllos producidos por el hombre a partir de síntesis, ajenos a la vida, cuya estructura es compleja. Los compuestos analizados en este trabajo son el diclorometano, asimilado por *Hyphomicrobium GJ21*, el 1-2 dicloroetano consumido por *Xanthobacter autotrophicus GJ10*, el xileno y el estireno degradados por bacterias del género *Nocardia*. Los autores concluyen que estos compuestos son eliminados siguiendo cinéticas de orden cero.

Como se puede apreciar en la tabla 1.6, los biofiltros son normalmente inoculados con lodos activados provenientes de plantas de tratamientos de aguas residuales o de suelos de lugares cercanos a la fuente de emisión del compuesto contaminante. Normalmente se realiza una adaptación en líquido al compuesto a tratar y se le adiciona al material de empaque del biofiltro. Sin embargo, pocas veces se ha reportado la identificación completa de las poblaciones microbianas existentes. En la mayoría de los estudios publicados sobre biofiltración, se ha preferido trabajar con cultivos mixtos, de manera que tenga lugar una selección natural de la población para degradar compuestos específicos, como en el caso del trabajo de Baltzis et al (1993) donde se elimina metanol con especies del género *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes* y *Methylobacterium*. Se han presentado estudios como el realizado por Zilli et al. (1993) sobre biofiltros inoculados con una población bacteriana específica. En este estudio se trata un efluente contaminado con fenol e inoculan al biofiltro con una cepa pura de *Pseudomonas putida* ya que determinaron mediante experimentos por lotes, que esta población era más eficiente que una mezcla de especies de este género.

Como se puede observar, los estudios de aislamiento y la obtención de diferentes microorganismos para la degradación de contaminantes, se llevan a cabo en cultivos líquidos. De esta forma, al pasarlos a un ambiente diferente (fijados en un soporte) requerirán de tiempos de adaptación a este nuevo medio. Por lo común, para los compuestos que son fácilmente biodegradables, la aclimatación en el biofiltro típicamente se lleva a cabo en 10 días.

1.9.3.2 Material de empaque. Las características que debe reunir el material de empaque para funcionar como soporte son: **I)** Proveer las condiciones ambientales óptimas para la población microbiana, con el fin de obtener altas velocidades de eliminación de los COV, **II)** poseer una capacidad de retención de agua entre 40-60% **III)** la distribución del tamaño de las partículas y la estructura de los poros deben proveer grandes superficies reactivas, **IV)** la compactación del material debe ser mínima, ya que ésto implica el reemplazo del material filtrante, **V)** el pH del material filtrante debe encontrarse entre un pH de 7-8, **VI)** el lecho debe tener una gran porosidad (80%).

Los soportes artificiales como vidrio poroso y plástico han sido utilizados principalmente en filtros de escurrimiento (Rehm et al. 1991). En los biofiltros, normalmente se utilizan soportes de tipo orgánico.

Los biofiltros comúnmente están empacados con lechos de suelo o composta. Bohn (1992) presenta una discusión sobre las características de cada uno. De esta manera establece que la diferencia entre estos sistemas es que los poros de los suelos y su permeabilidad es menor que en los lechos de composta. Por lo tanto, los lechos de suelos requieren una área mucho mayor para procesar los gases a una velocidad de gas y caída de presión determinadas. Los biofiltros empacados con composta han tenido una mayor aplicación debido a la familiaridad de este material, sin embargo los lechos de composta necesitan ser mezclados periódicamente para prevenir apelmasamientos, además de que generan olores desagradables. Por otro lado, establece que los suelos son hidrofílicos, y pueden ser hidratados nuevamente en caso de secado, a diferencia de la composta, la cual es un material hidrofóbico y cuando se seca es difícil de hidratar nuevamente. Los filtros de composta son más adecuados para grandes flujos de aire que contengan compuestos contaminantes fácilmente biodegradables y los empaques de suelos son recomendados cuando los compuestos son biodegradados lentamente y por tanto se requieran tiempos de residencia grandes.

El material de empaque debe tener una capacidad de sorción alta y al mismo tiempo, el lecho empacado debe tener una gran porosidad para minimizar la caída de presión. Sin embargo estas dos características parecen ser mutuamente excluyentes en la mayoría de los empaques naturales como suelos y composta. Por esta razón se han usado mezclas de materiales altamente porosos y de una estructura estable. Algunos investigadores han tenido como objetivo la obtención de materiales con características adecuadas para servir como soporte a la población microbiana. Entre ellos se encuentran Paul y Castelijin (1987) quienes desarrollaron un material filtrante que consistió de una mezcla de composta y corteza de árbol. Este material llamado Vamfil presentó un funcionamiento adecuado con respecto a la actividad biológica y resistencia al flujo. Leson y Winer (1991) mencionan que se han utilizado diferentes materiales de tipo orgánico como soportes para el desarrollo de microorganismos entre los cuales se encuentran turba, composta, corteza de árbol, a los que en algunas ocasiones se les agregan otros materiales como arcilla porosa. La compañía Clairtech (1991), en colaboración con la Universidad de Eindhoven, patentó un material filtrante consistente de un material orgánico y esferas de poliestireno expandido para mantener una caída de presión baja en el lecho empacado; además se agregó carbonato de calcio con el fin de neutralizar el medio, en el caso de que los compuestos a degradar contengan Cl ó S. Esta mezcla

también contiene carbón activado para suavizar picos debidos a concentraciones altas. Ottengraf (1991) establece que se pueden adicionar algunos elementos como materiales de empaque: arenas, piezas de plástico corrugado y anillos Pall, hechos de materiales inertes como plástico, vidrio o cerámica.

En el trabajo presentado por Baltzis et al (1993) se reporta un estudio sobre la optimización del material filtrante. Se probaron diferentes materiales, como poliuretano, turba, perlita, vermiculita y mezclas de ellos con el fin de obtener un material con una caída de presión baja y altas tasas de degradación. Tal característica la encontraron en una mezcla 40% turba 60% perlita. La mezcla perlita-composta fue utilizada por Ergas et al. (1993) en una proporción 50-50% en volumen, con buena estabilidad en la estructura.

1.9.3.3 Acondicionamiento de la fase gaseosa

Temperatura. Un alto grado de actividad microbiana debe ser mantenido para remover los compuestos contaminantes de la corriente gaseosa. Las temperaturas de operación se encuentran entre 10°C y 40°C. De esta manera, corrientes gaseosas con temperaturas altas podrían originar la muerte de los microorganismos deseados, en este caso se necesitaría un acondicionamiento previo para bajar su temperatura, por otro lado, si la temperatura de la fase gaseosa residual es baja provocaría tasas de remoción menores. Se ha observado que los biofiltros generan calor debido a la actividad microbiana. Este fenómeno puede permitir una operación adecuada del sistema aún cuando la temperatura del aire se encuentre fría.

Concentración. La concentración de los contaminantes, normalmente no excede de 3000-5000 mg/m³ ya que la población microbiana podría morir por intoxicación o presentar fenómenos de inhibición. El rango de concentraciones que se pueden tratar en los biofiltros dependerá de las características de cada compuesto y su solubilidad.

Velocidad de gas. La carga de gas puede ser representada en términos de velocidad de flujo. Las velocidades de gas a través del biofiltro están en un rango de 18 a 570 m³/m²/h, aunque los rangos normalmente utilizados se encuentran entre 18 a 96 m³/m²/h. Los tiempos de residencia están determinados por el flujo de gas entre

el volumen de biofiltro. A pesar de que los tiempos de residencia están influenciados por el espacio de poros disponibles dentro del material filtrante, típicamente es tratado como un volumen sin obstrucción para propósitos de diseño. Los tiempos de residencia se encuentran entre 30-60 seg. para asegurar una completa absorción de los gases.

1.8.3.4 Control de humedad. El contenido de humedad dentro del biofiltro es uno de los parámetros operacionales más críticos e importantes, por lo que debe ser controlado para mantener un funcionamiento óptimo del filtro. Debido a que la bioxidación es la base de los mecanismos de remoción, es esencial que el contenido de humedad sea el óptimo para que los microorganismos residentes sobrevivan y metabolicen los gases residuales. Variaciones en el contenido de humedad dentro del biofiltro han mostrado ser el factor que contribuye en mayor parte al deterioro en su funcionamiento (Heslinga, 1994). El contenido de humedad óptimo en el biofiltro se encuentra en el rango de 40-60% en base peso, dependiendo del medio que vaya a ser utilizado. Un contenido demasiado bajo resulta en una actividad biológica reducida ya que los microorganismos necesitan una alta disponibilidad de agua además de que la transferencia de los contaminantes absorbidos en el filtro y hacia la fase gaseosa, es menor. Un exceso de agua promueve el desarrollo de zonas anaeróbicas dentro del filtro. En adición, los espacios interparticulares se reducen debido a la humedad excesiva lo que repercute en un aumento en la caída de presión.

Para mantener un nivel adecuado de humedad en el material filtrante es necesario que la corriente gaseosa se encuentre saturada con agua, de otra forma, el material de empaque se secará. El agua producida durante la reacción de oxidación puede ser evaporada por el calor de reacción.

Además de la humidificación de la corriente gaseosa, a veces es necesario un ajuste de humedad a través de una aplicación directa de agua en el lecho. Esto se debe a que el proceso de bioxidación en el filtro es exotérmico y una ligera elevación en la temperatura de la corriente gaseosa la lleva a estar insaturada y por lo tanto a ser capaz de evaporar el agua del material de empaque. Un sistema de spray es recomendado para hacer el ajuste de humedad.

1.8.3.5 Control de pH. El pH es otro de los factores que influyen en la actividad de los microorganismos, los cuales optimizan su capacidad de degradación

cuando el pH se encuentra entre 7-8. En algunos casos, durante la degradación de los contaminantes, se van generando compuestos como HCl y ácido acético que originan una disminución del pH del medio y por lo tanto las bacterias ven afectada su capacidad de eliminación de los compuestos. Debido a que el control de pH es determinante, es necesario adicionar compuestos que neutralicen el medio como CaCO_3 , cal, etc.

1.10 Justificación y objetivos

La biofiltración ha sido un método ampliamente utilizado en otros países como Alemania y Holanda, donde se han instalado cerca de 500 sistemas, hoy en día esta técnica ofrece un complemento interesante para el tratamiento de un gran número de contaminantes gaseosos. Sin embargo, en México los métodos biológicos para el tratamiento de efluentes gaseosos han sido poco desarrollados. Los únicos sistemas existentes se encuentran en Monterrey donde la Industria CYDSA en colaboración con la UAM-I implementó un filtro de escurrimiento para la eliminación de H_2S , CS_2 y COV.

De esta forma, si se quiere introducir y extender el uso de la biofiltración para la eliminación de ciertos compuestos contaminantes gaseosos, es necesario realizar estudios básicos sobre la eliminación de contaminantes en el biofiltro a fin de establecer la naturaleza de los procesos involucrados en la biofiltración y el comportamiento de estos sistemas. Por esta razón se desarrolla la presente investigación, enfocada a la instalación y caracterización de un biofiltro, capaz de eliminar tolueno (seleccionado por ser un compuesto muy utilizado en la industria) que permita obtener información acerca de su cinética de eliminación, la máxima capacidad de remoción en el biofiltro, el tiempo en que se alcanza la operación en estado estacionario, así como la evolución de los parámetros físicos y la estabilidad de estos sistemas. Además, con el fin de comprender los procesos que ocurren el biofiltro, se propone un modelo que introduce una cinética de consumo de Monod y se realiza un análisis sobre los parámetros involucrados en el mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

2

Con base a los aspectos que deben ser considerados para el diseño y buena operación del biofiltro, se instaló el siguiente sistema experimental, en el cual se controlan las condiciones de entrada, se permite el desarrollo adecuado de la población microbiana y se lleva a cabo la degradación del tolueno. El sistema se instrumentó con el fin de tener un seguimiento de los diferentes parámetros de operación en el biofiltro

2.1 Dispositivo experimental

El diagrama del dispositivo experimental, se presenta en la figura 2.1:

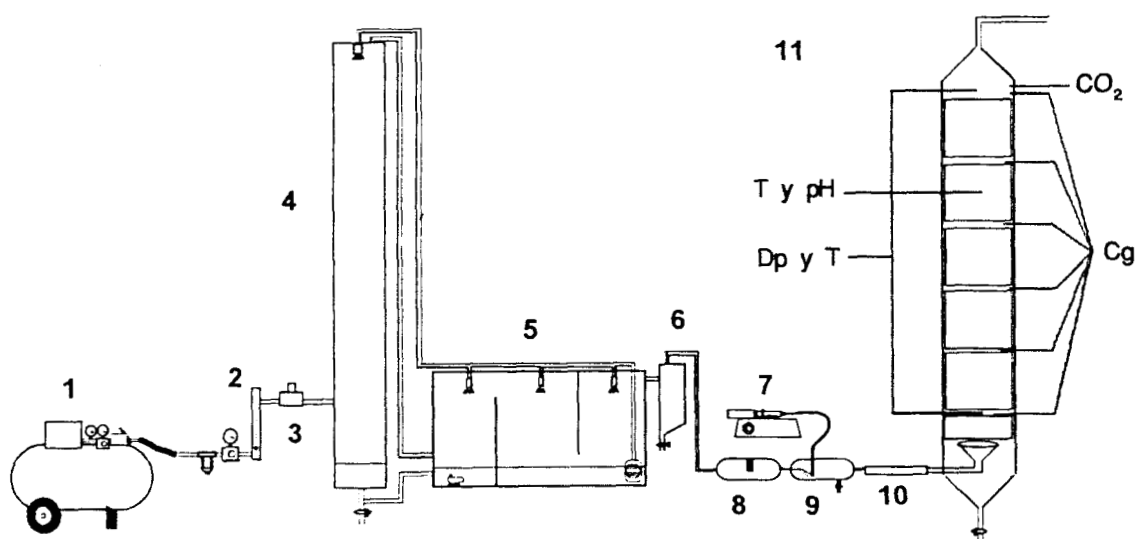


Figura 2.1. Sistema de biofiltración: 1) Compresora, 2) Rotámetro, 3) Medidor electrónico de flujo másico, 4) Prehumidificador, 5) Saturador, 6) Ciclón, 7) Bomba de jeringa, 8) Sensor de humedad relativa, 9) Cámara de adición de solventes 10) Mezclador estático, 11) Biofiltro.

2.1.1 Acondicionamiento de la fase gaseosa. La corriente de aire es suministrada por un compresor (Sears Craftsman Modelo 919.153131) de 3 HP que puede proporcionar un flujo hasta 8.5 SCFM (240.7 l/min en condiciones standard) . El flujo de aire es medido por dos sensores un rotámetro (Omega SL-4512-V) que mide hasta 6.8 SCFM (19.57 l/min en condiciones standard) y un sensor electrónico de flujo másico (Omega FMA-85-V) que mide flujos hasta 200 SLPM (l/min en condiciones standard). Posteriormente, el aire se satura con agua. Para ello el flujo de aire pasa a través de una columna donde se pone en contacto

con agua que fluye a contracorriente. El aire que sale de este dispositivo, pasa a una cámara de saturación de dimensiones 30x90x60 cm que en su interior tiene tres espumas, las cuales esparcen el flujo de agua suministrado por una bomba. Esta cámara tiene un sistema automático de alimentación que consiste de un sensor de nivel eléctrico (Omega LV90) el cual cierra o abre un circuito y controla una válvula que permite el paso de agua. En el interior de la cámara se encuentra un controlador de nivel (el cual, cierra la alimentación de agua, por medio de un sensor de presión) y una resistencia que puede calentar el agua. El flujo de aire saturado con agua pasa a un ciclón o trampa de gotas, donde se elimina la nebulización. Después de este punto se mide la humedad relativa de la corriente de aire con un sistema capacitivo (Humicor 6100).

2.1.2 Adición de solventes. El dispositivo de alimentación de solvente, es una bomba de jeringa modelo 341A (Orion Research Inc.) que consiste en un sistema de inyección que funciona por medio de engranes. En esta bomba se puede fijar la velocidad de rotación de éstos y en base al tamaño de jeringa utilizado se especifica el flujo de líquido alimentado. En los experimentos realizados se usó una jeringa de 50 ml, pero se pueden utilizar jeringas de 5ml y 10 ml. Las velocidades de inyección del solvente se pueden variar seleccionando el valor deseado en un selector de flujo y para el caso de una jeringa de 50 se pueden obtener flujos en un rango de 0.34 a 13.3 ml/h. El tolueno es alimentado a una cámara de evaporación, donde se pone en contacto con la corriente de aire y es arrastrado por ésta hasta un mezclador estático (Omega FMX88411T).

2.1.3 Biofiltro. La corriente de aire contaminada se introduce por la parte inferior del biofiltro, por medio de un difusor. Posteriormente el flujo, pasa a una sección formada por rejillas cruzadas, con el fin de homogeneizar la corriente gaseosa que pasa a través de los diferentes niveles de material filtrante, el cuál es inoculado con la población microbiana adecuada para la eliminación del tolueno. El biofiltro, es una columna de acrílico de una altura total de 1.50m de altura por 14cm. de diámetro y está dividido en 5 niveles en los cuales se coloca la turba en lechos de 20 cm de altura, sobre rejillas metálicas. La corriente gaseosa que sale del biofiltro es liberada al ambiente

2.2 Instrumentación del sistema de biofiltración

2.2.1 Sistema de adquisición de datos. Se contó con el sistema de adquisición de datos "Biofiltro" desarrollado por Balerin y Pérez (1993). Este permite almacenar medidos en la computadora los diferentes valores de los parámetros para posteriormente realizar su análisis. Este sistema permite monitorear el flujo de aire a la entrada al biofiltro, la humedad relativa, las temperaturas de entrada y salida de la corriente gaseosa, y en uno de los lechos, el pH, la caída de presión y la concentración de CO_2 a la salida del biofiltro. El sistema cuenta con una caja de acondicionamiento de señales, una tarjeta de control RTI-820, la cual convierte la señal de entrada de los detectores, en una señal digital que la computadora puede manejar y el software desarrollado en lenguaje C, que comunica al usuario con el resto del sistema.

Los sensores o detectores que permiten tener un registro de los diferentes parámetros en el sistema son los siguientes:

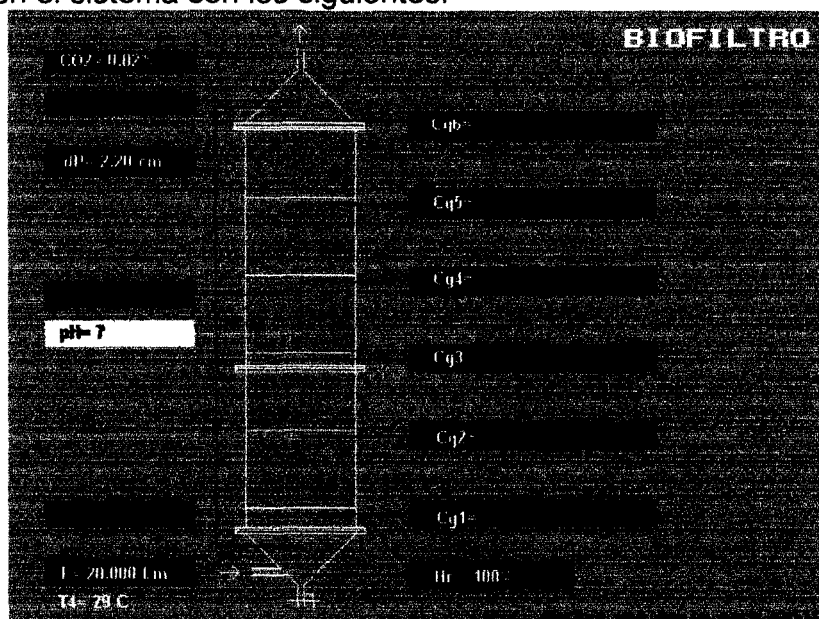


Figura 2.2 Sistema de adquisición de datos.

2.2.2 Sensor de flujo másico. El sensor de flujo másico utilizado (Omega FMA-875) opera bajo el principio de transferencia de calor, por detección de un cambio en la temperatura a lo largo de la sección de un tubo capilar calentado. Parte del flujo total es forzado a pasar a través de un capilar por medio de un dispositivo de flujo laminar en la corriente principal.

La diferencia de temperaturas de la corriente es detectada tanto a la entrada como a la salida del capilar por sensores de temperatura y este cambio depende de la cantidad de calor absorbido por la masa de gas.

Como la masa del gas es independiente de la temperatura y la presión, la medición en este instrumento es independiente de estos factores.

Medida	Rango de operación	Sensibilidad	Señal de salida
Flujo	0-200 l/min	1-2%	0-5 V
Humedad relativa	0-100%	-----	4-20mA
Temperatura	0-200°C	±1°C	°C
pH	0-13	-----	±4V
Caída de presión	0-25.4 cm H ₂ O	1%	4-20mA
Dióxido de carbono	0-1%	1%	4-20mA

Tabla 2.1 Rango de operación de sensores de medición

2.2.3 Sensor de humedad relativa. El sensor de humedad relativa HUMICOR 6100 permite medir humedades en un rango de temperatura de -30°C a 140°C y una presión de 0.56 a 421.5 PSI. El sensor está construido de materiales semiconductores y de metales nobles cuya estructura es altamente porosa a nivel molecular, permitiendo que las moléculas de vapor de agua tengan movimiento libre hacia afuera y hacia adentro de su estructura, hasta que se establece un equilibrio. El transporte de electrones que ocurre dentro de la estructura causa que varíen su impedancia y resistencia. Una laminilla fina está colocada entre dos electrodos jugando el papel de un dieléctrico. El equilibrio que se alcanza entre el vapor de agua y la laminilla hace que cambie su capacitancia y permite las lecturas de la humedad relativa.

2.2.4 Sistemas de medición en el biofiltro. En el sistema se mide la temperatura de la corriente gaseosa, tanto a la entrada como a la salida del biofiltro y la temperatura y pH del lecho en el cuarto nivel. La caída de presión en el lecho empacado también se mide, y permite conocer, posibles daños en la estructura del material filtrante. La producción de CO₂ se registra mediante un analizador infrarrojo, información que nos permite conocer la actividad de los microorganismos.

Transductor de presión. La caída de presión en el biofiltro se mide mediante un transductor diferencial de presión (Cole Palmer modelo 7352-16). Este sistema funciona bajo el principio piezoresistivo, donde una diferencia en la caída de presión se ve reflejada en una variación de la resistencia de los chips de silicón, debida a la deformación de los mismos. El transductor puede medir la diferencia de presión entre dos puntos o de un punto respecto a la presión atmosférica.

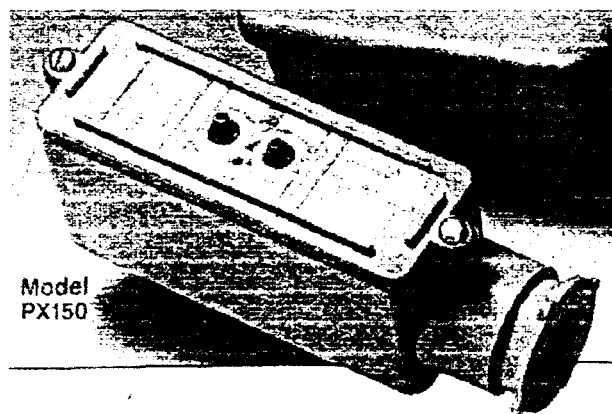


Figura 2.3 Transductor de presión

Sensor de pH. El electrodo utilizado es de la marca OMEGA PHE-2385, con una punta de vidrio en forma de lanza para penetración, que es utilizada para medir el pH en ambientes semisólidos. La máxima temperatura a la que trabaja es de 70 °C su longitud es de 159 mm y su diámetro de 8 mm. El tipo de celda de referencia que usa es de Ag/AgCl.

Termopares. La temperatura fue registrada por termopares Omega CPSS-186G-12 tipo T de Omega que permiten medir la temperatura en un rango de 0-200°C

Analizador de dióxido de carbono. El modelo ZFP-9 Milton Roy es un sistema infrarrojo no dispersivo diseñado para el monitoreo en continuo de dióxido de carbono. El analizador contiene una bomba la cual introduce la muestra a la celda de medición. Un rayo de energía infrarroja pasa a través de la celda y es atenuado por la cantidad de CO₂ presente en la muestra. El rayo pasa entonces hacia una cámara que contiene un detector de micro-flujos con capacidad para

medir la concentración de CO₂ basándose en la absorción infrarroja. El tiempo de respuesta es aproximadamente 10 segundos, la velocidad de bombeo 0.8 lts/min.

La cantidad de dióxido de carbono producido en un determinado tiempo puede ser calculada por:

$$\frac{\%CO_2}{100} \frac{P}{RT} * \text{Flujo} * \text{Peso molecular} * \text{Tiempo}$$

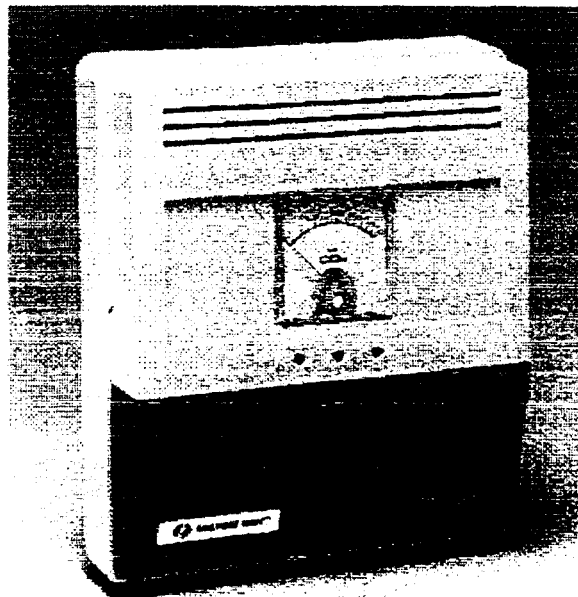


Figura 2.4 Medidor de dióxido de carbono

Analizador Infrarrojo (Determinación de la concentración de tolueno en fase gaseosa). El analizador de gases portátil Miran-IA (Foxboro, USA), es un espectrómetro infrarrojo de longitud de onda variable, con una fuente de energía sencilla, que permite hacer un barrido en el espectro infrarrojo en el rango de 2.5 y 14.5 μm. El instrumento está equipado con una celda de gas de longitud variable entre 0.75 y 20.25 m. El sistema de análisis de gases consiste de dos componentes, la celda del gas y el analizador (o fuente de energía infrarroja). La celda tiene una capacidad de 5.6 l., una celda óptica interna variable en incrementos de 1.5 m entre 0.75 y 20.25 m, un par de lentes transparentes a la energía infrarroja entre 2.5 y 14.5 μm, puertos de entrada y salida y una válvula de

seguridad. Los elementos ópticos internos son de oro plateado y el interior de la celda está cubierto de politetrafluoroetileno para resistir la absorción de la muestra y la corrosión. El analizador consiste de una fuente de radiación, sistema de espejos, un cortador mecánico, un filtro circular (variable en tres segmentos entre 2.5 y 14.5 μm), un motor de barrido, un detector piroeléctrico, un preamplificador de señal, un circuito de compensación de rango logarítmico, suministro de poder regulado, un medidor que provee la absorbancia y escalas de porcentaje de transmisión y una salida entre 0-1 Volt para una graficadora.

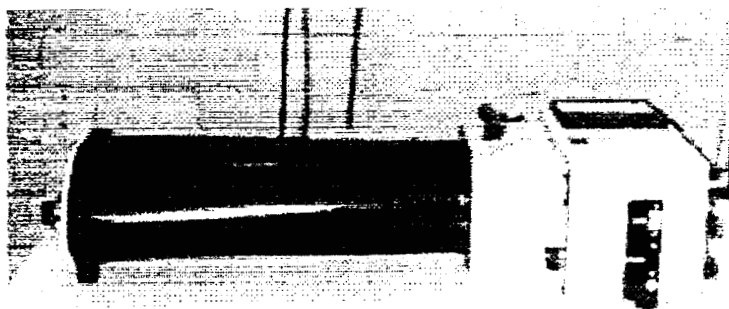


Figura 2.5 Analizador infrarrojo

Las condiciones del analizador para detectar el tolueno son: longitud de onda de 13.5 μm y 6.25m de longitud de celda.

Para calibrar este sistema se inyectaron volúmenes determinados de tolueno líquido en la celda, y en base al volumen de se calculó la concentración de tolueno, según:

$$C(\text{ppm}) = \frac{\rho V RT}{M P} \frac{10^3}{5.67}$$

donde:

- V = volumen de la muestra en microlitros (Volumen total de la celda y sistema de calibración=5.67 l).
- ρ = Densidad del líquido en (g/m^3)
- M = Peso molecular de la muestra
- (RT/P) = Volumen molar del gas (22.4 a 25 °C).

En base a la respuesta del analizador, se estableció la relación lineal entre absorbancia medida y la concentración de tolueno, como se muestra en la figura 2.6.

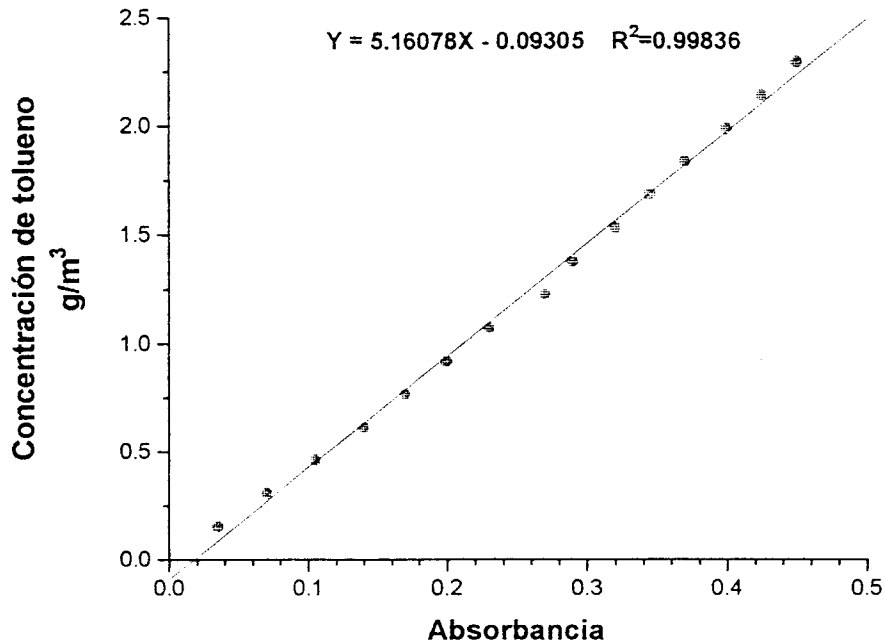


Figura 2.6 Curva de calibración de tolueno en el analizador infrarrojo

2.3 Materiales y métodos

2.3.1 Material de empaque. El material usado como material de empaque del biofiltro fue turba. La turba se forma por la desaparición y descomposición incompleta de la vegetación pantanosa en condiciones de excesiva humedad y deficiencia de aire. Toda turba se compone de restos vegetales no humificados y de inclusiones minerales. La turba fue seleccionada como material de empaque debido a que se sabe que posee un alto contenido en materia orgánica (entre 85-95%), alta capacidad de retención de humedad, gran porosidad y poca densidad. Además, la presencia de sustancias tales como lignina, bitumen, brea, cera, ácidos grasos, que entran en la composición de la turba, la hacen muy resistente a la descomposición microbiana.

La turba utilizada para empacar el biofiltro es un producto Canadiense envasado en México por Peat-Moss de México S.A. de C.V.. Es usada como acondicionador orgánico de tierra ya que aumenta el contenido de humedad absorbiendo y reteniendo muchas veces su peso, disminuye el cocimiento (resequedad) de las tierras, aísla a la tierra de temperaturas extremas y mejora la aireación de la tierra.

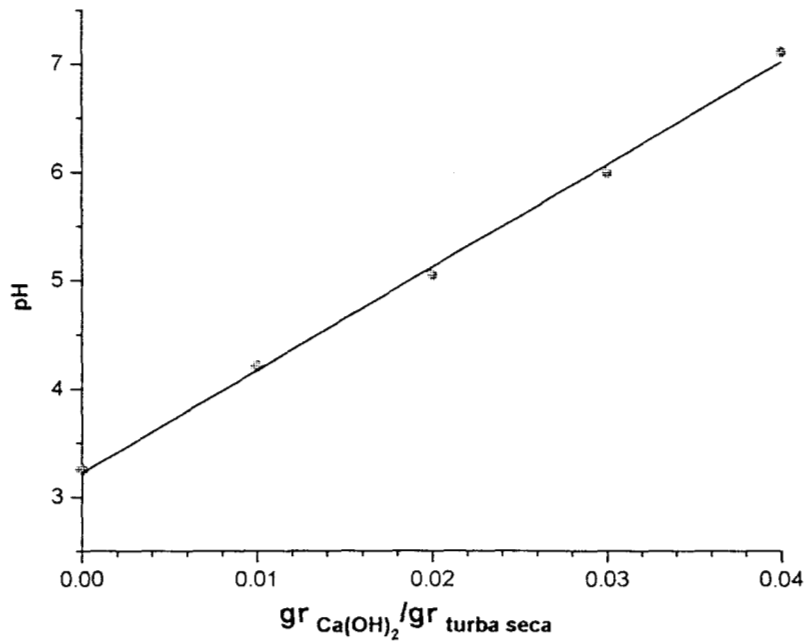


Figura 2.7 Cantidades de hidróxido de calcio para neutralizar el pH de la turba

Las características de la turba (Hernández, 1993) son las siguientes:

- pH = 3.65
- Humedad inicial 13%
- Humedad de equilibrio 65%
- Porcentaje de cenizas 1.76%
- Porcentaje de materia orgánica 85-95%
- Densidad aparente $0.19 \text{ g}_{\text{seco}}/\text{cm}^3$
- Densidad real $0.46 \text{ g}_{\text{húmedos}}/\text{cm}^3$
- Volumen de poros 57.87%

Debido a que la turba es ácida fue necesario agregarle un agente neutralizante $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en una relación de $0.04 \text{ g}_{\text{Ca}(\text{OH})_2}/\text{g}_{\text{turba}}$

2.3.2 Inóculo y Medio de Cultivo. El inóculo se obtuvo a partir de lodos activados industriales, los cuales contienen un amplio espectro de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales contaminadas. La composición del medio de cultivo se muestra en la tabla 2.2.

Nutrientes	g/l
K ₂ HPO ₄	0.08
KH ₂ PO ₄	0.20
CaSO ₄ H ₂ O	0.05
MgSO ₄ 7H ₂ O	0.50
FeSO ₄ 7H ₂ O	0.01
(NH ₄) ₂ SO ₄	1.00

Tabla 2.2. Composición del medio de cultivo

2.3.3 Empacado del biofiltro. El biofiltro consiste de una columna de 14 cm. de diámetro y 1.50 m de altura. Dentro de esta se encuentran 5 niveles, en los cuales se colocan los lechos de turba. Cada lecho de turba tiene una altura de 20 cm. de altura, lo cual da una altura total de 1m de empaque, correspondiendo a un volumen de 15.4 litros. La densidad de empaque utilizada fue de 0.3 g_{turba húmeda}/cm³ lecho empacado. La humedad inicial de la turba fue del 62%. De esta manera, se puede determinar la cantidad de turba necesaria y la cantidad de inóculo para tener una humedad del 62%:

$$\% \text{Humedad} = \frac{\text{Masa líquido}}{\text{Masa sólido} + \text{Masa líquido}} * 100$$

Una vez que se neutralizó la turba con 0.04 g Ca(OH)₂ /g turba seca y el inóculo estuvo preparado, se procedió a realizar la mezcla de ambos, para posteriormente llenar cada uno de los niveles del biofiltro, según las especificaciones dadas.

2.3.4 Condiciones de operación. Las condiciones de operación para el arranque del biofiltro fueron las siguientes:

Volumen de lecho empacado	15.4 l
Densidad de empaque	0.3 g/cm ³
Flujo de aire	26.03 l/min
Concentración de tolueno en la entrada	241.82 ppmv 0.69 g/m ³
Temperatura	25°C ±3
Tiempo de residencia (vacío)	35.48 seg
Volumen ocupado por el lecho	
pH	7
Humedad	62%
Masa de turba seca	1.754 kg

Tabla 2.3. Condiciones de operación

Las condiciones fueron fijadas de acuerdo al análisis realizado sobre las condiciones de operación presentado en el capítulo anterior y en base a las restricciones del equipo.

Estas condiciones fueron mantenidas hasta alcanzar el estado estacionario.

2.3.5 Experimentación. La información acerca del comportamiento del biofiltro provendrá de dos fuentes: de los sistemas de medición en la computadora y de la realización de diferentes experimentos.

A) Medición

Evolución de parámetros en el biofiltro. Si se siguen las variaciones del pH con el tiempo se puede observar de manera indirecta si existe producción de compuestos intermediarios de la degradación que disminuyan la actividad microbiana en el lecho y por tanto afecte la capacidad de eliminación del biofiltro. Siguiendo de forma continua la caída de presión se puede obtener información acerca de la compactación del lecho, fenómenos de condensación, porosidad, etc. estableciendo la estabilidad del material de empaque o si es necesario mejorar sus características estructurales y de resistencia al flujo. Esta medidas se pueden realizar en la totalidad del sistema o por módulos como se muestra en la figura 2.8. Por otro lado, se puede seguir la evolución de la concentración de dióxido de carbono.

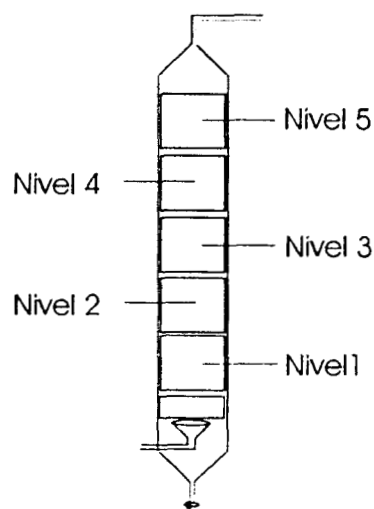


Figura 2.8 Distribución de los lechos de turba en el biofiltro.

B) Experimentos.

Los experimentos a realizar tienen como objetivo caracterizar al biofiltro estableciendo su capacidad de remoción y eficiencia de eliminación del tolueno para una concentración de entrada:

Capacidad de eliminación del biofiltro. La capacidad de eliminación del sistema se define como la masa de solvente eliminado por volumen de biofiltro por unidad de tiempo.

$$\text{Capacidad de eliminación} = \frac{\text{Flujo de aire}}{\text{Volumen de lecho}} (C_{g_{\text{entrada}}} - C_{g_{\text{salida}}}) \quad \left[\frac{\text{gr}}{\text{m}^3\text{h}} \right]$$

Eficiencia de eliminación. La eficiencia de eliminación es una medida relativa a la entrada, indica el grado de conversión o remoción del compuesto contaminante.

$$\text{Eficiencia de eliminación} = \left(1 - \frac{C_{g_{\text{salida}}}}{C_{g_{\text{entrada}}}} \right) * 100 \quad [\%]$$

Estimación del tiempo en que se alcanza el estado estacionario.

El tiempo en que se alcanza el estado estacionario es determinado una vez que no existan variaciones en cuanto a la capacidad de remoción del sistema, lo cual indica que la población microbiana ha alcanzado su máximo desarrollo y se han alcanzado capacidades de remoción constantes, para un flujo y concentración fijas. Una vez que el biofiltro ha alcanzado este estado se pueden realizar experimentos como los siguientes:

Perfiles de concentración del tolueno. Midiendo la concentración de tolueno en la fase gaseosa a lo largo del biofiltro, se pueden establecer las tasas de eliminación de los compuestos y el orden de la reacción de eliminación, y determinar si el tolueno es eliminado de igual manera en los diferentes niveles en el biofiltro.

Efecto de la carga de tolueno al biofiltro. La carga está definida como la masa de contaminante que es introducida por unidad de volumen del biofiltro en un determinado tiempo:

$$\text{Carga del contaminante} = \frac{\text{Flujo de aire}}{\text{Volumen de lecho}} C_{g_{\text{entrada}}} \left[\frac{\text{gr}}{\text{m}^3\text{h}} \right]$$

La carga de tolueno introducido al sistema, puede variarse al cambiar la alimentación o flujo de tolueno, manteniendo el flujo de aire constante. Al variar la carga de tolueno, se puede establecer el valor máximo, para el cual, el sistema alcanza capacidades de remoción y eficiencias aceptables. Por otro lado, al mantener la carga constante, variando el flujo de aire y manteniendo constante la alimentación de tolueno, se puede conocer el efecto del tiempo de residencia de la corriente gaseosa y determinar como afecta la capacidad de remoción y la eficiencia de eliminación de tolueno.

Tiempo medio de residencia. El tiempo de residencia en el biofiltro, fue determinado por medio de la técnica estímulo-respuesta. En este tipo de experimentos se estimula al sistema aplicando una perturbación y se observa cómo responde a este estímulo. Obteniéndose una curva que representa la distribución de edades en el reactor, entendiéndose como edad de un elemento, en la corriente de salida, al tiempo que dicho elemento permanece en el reactor.

La perturbación consiste en un pulso de gas trazador. El gas trazador utilizado fue propano (gas doméstico), una muestra de 5ml fue inyectada en la base del biofiltro y a la salida del mismo, se conectó el analizador infrarrojo, fijando las condiciones de lectura para este gas (longitud de onda de 3.4 μm y longitud de celda de 0.75 m). Obteniéndose una curva de respuesta de concentración contra tiempo, en una graficadora. El tiempo medio de residencia, es el promedio de los períodos durante los cuales, las porciones individuales de la corriente permanecen en el reactor y puede ser determinado por:

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \equiv \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i}$$

Para determinar el tiempo medio de residencia del gas en el biofiltro fue necesario determinar la respuesta del analizador, para ello, se inyectó el gas trazador a la entrada de la celda. En la Figura 2.9, se puede observar la respuesta del analizador y se grafica la concentración adimensional del gas contra el tiempo en que tarda en salir el pulso de trazador inyectado en un punto determinado. El tiempo medio de residencia del gas en el sistema de medición es de aproximadamente 10.09 segundos y la respuesta del sistema ante la inyección fue inmediata.

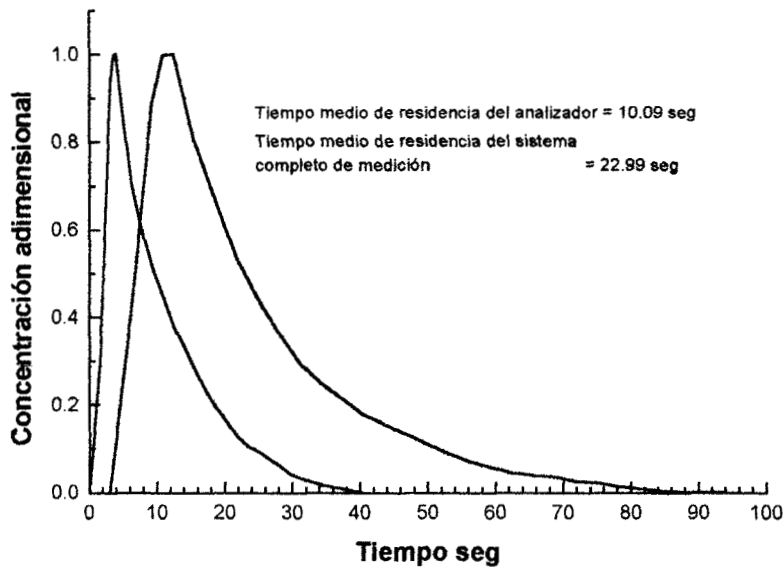


Figura 2.9 Tiempo de residencia en el analizador de gases y del sistema completo de medición.

También se hizo el análisis del tiempo medio de residencia del sistema completo de medición, en el punto de unión entre el biofiltro y la manguera que sirve de conducto para llevar la muestra al analizador. La respuesta del sistema en este punto puede observarse en la Figura 2.9. El tiempo medio de residencia fue 22.99 segundos aproximadamente y la respuesta ante la inyección fue a los 3 seg.

MODELO

3

3. 1 Conceptualización del proceso de biofiltración.

El principio de la biofiltración se muestra esquemáticamente en la Figura 3.1, cuando la corriente gaseosa es forzada a pasar a través del biofiltro simultáneamente ocurren dos mecanismos básicos de remoción: adsorción/absorción y la bioxidación. Los contaminantes gaseosos que pasan a través del biofiltro son adsorbidos sobre la superficie de las partículas que sirven como soporte y/o absorbidos, en la superficie húmeda de la biopelícula (capa de agua + microorganismos) formada sobre estas partículas. Los microorganismos, se encuentran inmovilizados en el material filtrante, el cual actúa como proveedor de sustratos inorgánicos y/o orgánicos, complementando aquellos nutrientes que pueden o no estar presentes en la corriente gaseosa que se está tratando. Estos microorganismos se encuentran como un limo o biocapa que se desarrolla sobre la superficie del material de empaque y los compuestos contaminantes que constituyen la corriente gaséosa a tratar son oxidados microbiológicamente, en ella. De esta manera, se establece un gradiente de concentración en la biopelícula, el cual mantiene un flujo de masa continuo del componente desde el gas hacia la biopelícula húmeda. Por otra parte, los productos metabólicos volátiles como el dióxido de carbono se difunden hacia la fase gaseosa y abandonan el lecho en la corriente de gaseosa de salida.

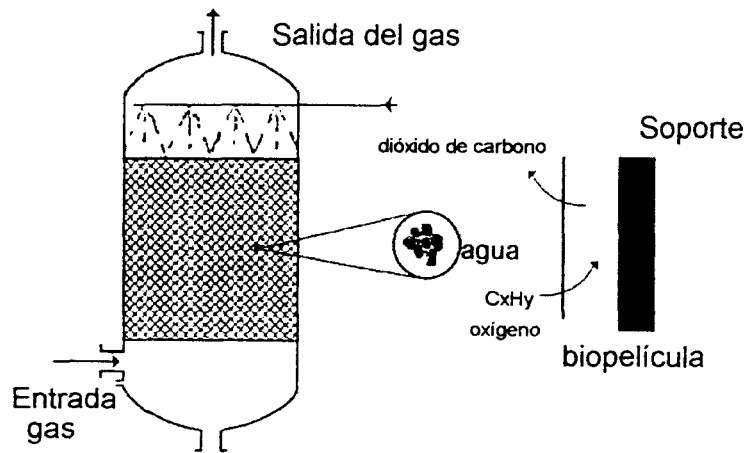


Figura 3.1 Principio de operación del biofiltro

3.1.1 Fenómenos asociados a la degradación de los compuestos en el biofiltro

En estos sistemas existen tres fases, la fase gaseosa, que transporta al contaminante, la fase líquida, donde se encuentran los microorganismos que consumen a los compuestos contaminantes y la fase sólida donde se forma la biopelícula.

Entre los fenómenos asociados a la degradación de los contaminantes en el biofiltro se encuentran:

A nivel partícula:

- 1) Transporte del contaminante desde la fase gaseosa a la interface gas-líquido.
- 2) Resistencia al transporte del contaminante en la interface gas/biopelícula
- 3) Difusión del contaminante al interior de la biopelícula
- 4) Reacción de degradación del contaminante por los microorganismos.
- 5) Transporte del contaminante en la interface biopelícula-soporte.
- 6) Adsorción del contaminante en el soporte sólido.

A nivel de lecho empacado:

- 1) Transporte convectivo del contaminante debido al flujo de gas a lo largo del biofiltro.
- 2) Dispersiones axiales y radiales del contaminante a lo largo del biofiltro.

Es claro que obtener una descripción cuantitativa de las interacciones simultáneas entre los fenómenos de transporte y cinéticos con todos sus detalles, involucraría sistemas de ecuaciones muy complejos, con una gran cantidad de parámetros difíciles de determinar. De esta manera, en base a las características de estos sistemas se puede fundamentar la realización de ciertas simplificaciones, haciendo un análisis en cuanto a los procesos de transferencia de masa involucrados.

3.1.2 Análisis de los procesos de transferencia de masa en la interface

El análisis de los procesos de transferencia se limitará al estudio en las fases líquido-gas, ya que el transporte desde la fase gaseosa a la fase sólida se

considera despreciable ya que la capacidad de adsorción de los materiales de empaque normalmente utilizados (turba o composta) se considera muy pequeña (Bonh 1991)

El proceso de transferencia de masa involucra el contacto de dos fases y la transferencia de un soluto a través de un límite de fase. De esta manera, el soluto se transporta desde el seno del gas portador hacia una superficie líquida (biopelícula), donde se disuelve y se transfiere por difusión y reacciona dentro de la fase líquida. La velocidad a la cual el soluto se transfiere depende de varios factores como la solubilidad del soluto en el líquido y su desplazamiento del equilibrio. Las condiciones físicas bajo las cuales se realiza también son en extremo importantes para la velocidad a la cual ocurre la transferencia de masa.

Se han propuesto varios modelos para describir la transferencia a través de un límite de fase. La teoría de doble resistencia desarrollada por Lewis y Whitman (1924), describió la transferencia de interfase como la confinación de dos películas estáticas delgadas en cualquier lado de la intercara gas-líquido.

Este modelo considera que toda la resistencia a la transferencia de masa está contenida en las dos películas y nada en la intercara (figura 3.2). Por tal motivo, las concentraciones interfaciales están en equilibrio y se pueden determinar a partir de la curva de distribución del equilibrio expresada como $C_{gi}=F(C_{li})$.

Las concentraciones C_{gi} y C_{li} son las composiciones en la intercara gas-líquido. La relación de equilibrio para soluciones diluidas se expresa en términos de la ley de Henry:

$$C_l = \frac{P_i}{H} \quad (3.1)$$

La concentración en la fase líquida puede determinarse mediante un coeficiente de partición m , el cual está relacionado con la ley de Henry de la siguiente forma:

$$C_l = \frac{C_g}{m} \quad (3.2)$$

$$m = \frac{H}{RT} \quad (3.3)$$

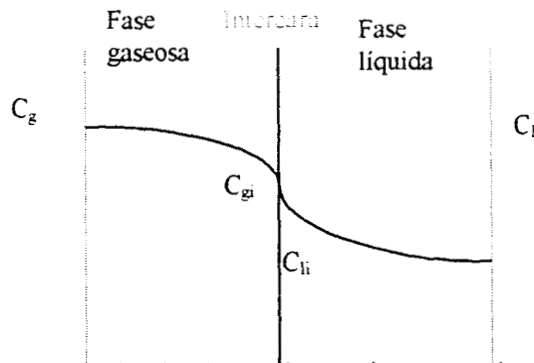


Figura 3.2 Modelo de doble resistencia para el contacto gas-líquido.

La resistencia global de este sistema es igual a la suma de las resistencias de la fase gaseosa y la fase líquida.

$$\frac{1}{K} = \frac{1}{k_g} + \frac{m}{k_L} \quad (3.4)$$

Para un sistema en el que el soluto es altamente soluble en la fase líquida, el coeficiente de distribución es muy pequeño ($m/k_L \ll 1/k_g$), por lo que la ecuación se reduce a:

$$\frac{1}{K} = \frac{1}{k_g} \quad (3.5)$$

Por lo tanto cuando el soluto es muy soluble en el líquido, el coeficiente global de transferencia de masa se puede aproximar con el coeficiente de la fase gaseosa.

En el caso contrario, cuando el soluto es relativamente insoluble en el líquido el coeficiente de distribución es grande ($1/k_g \ll m/k_L$). Entonces observamos que para el caso en el que los coeficientes locales son casi iguales. La ecuación llega a ser:

$$\frac{1}{K} = \frac{m}{k_L} \quad (3.6)$$

En este estudio se trabaja con tolueno, el cual posee una constante de Henry de $6.77 \times 10^{-3} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$, lo que implica que su coeficiente de distribución sea igual a 0.27. Si bien este coeficiente es alto (compuesto poco soluble), comparándolo con el coeficiente de distribución del metanol, 0.0035, es necesario

realizar la evaluación de los coeficientes de transferencia de masa tanto en la fase gaseosa como en la líquida y poder discernir si el fenómeno global de transferencia de masa puede ser representado por alguna de las resistencias involucradas en el proceso global.

A continuación se presenta el análisis realizado para la obtención de los coeficientes de transferencia de masa tanto para la fase gaseosa como para la líquida.

3.1.3 Coeficientes de transferencia de masa

3.1.3.1 Determinación del coeficiente de transferencia de masa externa mediante el uso de correlaciones y analogías.

Mediante el análisis de relación de mecanismos, es posible demostrar el significado físico del coeficiente de transferencia de masa. Siempre se tendrá que la velocidad de transferencia de masa es proporcional a una fuerza motriz e inversamente proporcional a una resistencia a la transferencia.

La fuerza motriz para la transferencia de masa es la diferencia de concentración entre el límite y el seno del gas, mientras que la resistencia a la transferencia de masa es $(1/k_g)$

$$\text{Flux masico} = \frac{\Delta C}{1/k_g} \quad (3.7)$$

La definición del coeficiente de transferencia de masa, demuestra que se trata de una función compleja de la transferencia por los mecanismos molecular y convectivo, la distribución de concentraciones de la propiedad de transferencia según lo indique la geometría del sistema. También es una función de las características del flujo del sistema. A pesar de la complejidad, es razonable creer que el coeficiente de transferencia puede relacionarse con las variables pertinentes mediante el uso del procedimiento de análisis de la relación de mecanismos.

Es deseable enfocar la evaluación de la transferencia, en términos de las propiedades medias del fluido y de las dimensiones globales. Las propiedades medias y las dimensiones globales tienen una característica adicional, es posible

determinar con precisión los datos experimentales en forma reproducible, con las herramientas analíticas más simples.

La evaluación del coeficiente de transferencia de masa externa puede ser evaluado de acuerdo a ciertas analogías entre la transferencia de momentum y transferencia de calor con la transferencia de masa, realizando un análisis de los perfiles de velocidad y concentración aproximados. Las analogías son herramientas útiles para la rápida comprensión de los fenómenos de transferencia y para predecir el comportamiento de sistemas para los que se tiene disponible una cantidad limitada de datos.

La analogía del factor de j de Chilton y Colburn provee una correlación razonable de los datos experimentales para el flujo que pasa por placas planas y en tubos.

La transferencia de masa en lechos empacados se ha estudiado para varios gases y líquidos. El factor j para un lecho empacado se relaciona con la velocidad superficial por la expresión:

$$j_D = \frac{k_g}{U_g} (Sc)^{2/3} \quad (3.8)$$

La transferencia de masa en lechos empacados fue estudiada para varios gases y líquidos por Yoshida et al. 1962) y presentaron correlaciones que se definen en términos de del factor j como:

$$\begin{aligned} j_D &= 0.91 Re^{-0.575} & Re < 50 \\ j_D &= 0.61 Re^{-0.575} & Re > 50 \end{aligned} \quad (3.9)$$

El número de Reynolds para esta ecuación está definido como:

$$Re = \frac{U_g \rho D_p}{6 \mu (1 - \epsilon)} \quad (3.10)$$

El valor del Reynolds evaluado corresponde a 0.9856 de acuerdo a las características y propiedades de la fase gaseosa así como para las condiciones de operación en el biofiltro. (apéndice A)

De esta manera el coeficiente de transferencia de masa puede evaluarse al igualarse los factores j_D :

$$k_g = \frac{U_g}{Sc^{2/3}} \frac{0.91}{Re^{0.51}} \quad (3.11)$$

En todas las expresiones anteriores $Sc = \mu/\rho D$ es el número de Schmidt y establece la relación entre las transferencias de momento y masa, ambas por mecanismo molecular.

El valor del coeficiente de transferencia de masa externo es igual a 58.11 m/h. De esta manera es necesario evaluar el coeficiente de transferencia de masa en la fase líquida para poder discernir la magnitud de cada una de las resistencias.

3.1.3.2 Coeficiente de transferencia de masa en la fase líquida

Cuando existe un fenómeno únicamente de absorción, el coeficiente de transferencia de masa en el líquido vendría dado como:

$$k_L^o = \frac{D'}{\delta} \quad (3.12)$$

Sin embargo cuando aunado al proceso de absorción física de un gas en un líquido existe una reacción simultánea en la fase líquida, un aumento en la tasa de absorción puede ocurrir.

La reacción química puede causar que el gradiente en las especies en la fase líquida sea mayor.

De esta manera, es necesario evaluar cuál es la variación del coeficiente de transferencia debida a la reacción química. Sin embargo en nuestro caso al ser complicada la evaluación de la reacción este valor difícil de determinar este factor de aumento y por tanto consideramos al coeficiente de transferencia en la fase líquida como aquel definido por la ecuación 3.12 y usando un valor de la difusividad de 3.6 m²/h correspondiente a la difusividad de tolueno en agua y un espesor de biopelícula de 100 μm tendría un valor de 0.0036 m/h

Comparando los valores de los coeficientes de transferencia podemos ver que el coeficiente de transferencia en la fase líquida es menor y por tanto los

fenómenos más lentos y por tanto los dominantes son los que ocurrirán en la fase líquida o biopelícula.

3.1.4 Flujo de fluidos en lechos porosos.

3.1.4.1 Características del flujo de fluidos

En muchos problemas de ingeniería química nos encontramos con la necesidad de determinar la relación entre la pérdida de presión y la velocidad, para el caso en que el fluido se desplace a través de los espacios existentes entre las partículas que constituyen un lecho poroso. Una magnitud que ha de tenerse en cuenta en el estudio de este problema es la porosidad, macroporosidad o fracción hueca (que para abreviar llamaremos porosidad, no incluyendo en su definición la porosidad propia del material que constituye el lecho) definido por la relación entre el volumen hueco existente entre las partículas de lecho y el volumen global del mismo.

La influencia de este factor sobre la velocidad de flujo es importante, ya que se comprende que cuanto mayor sean los espacios vacíos entre las partículas del lecho menor será la resistencia al flujo, y ésta repercute en una mayor porosidad.

$$\varepsilon = \frac{\text{Volumen vacío en el lecho}}{\text{Volumen total del lecho}} \quad (3.13)$$

Para determinar las características del flujo empleamos al Número de Reynolds, definido como:

$$Re = \frac{1}{6} \frac{1}{(1-\varepsilon)} \frac{D_p U_g \rho}{\mu} \quad (3.14)$$

donde U_g es la velocidad superficial y se basa en la sección transversal de columna vacía. Se puede escribir en términos de la fracción vacía del lecho y la velocidad intersticial como:

$$V_x = \varepsilon U_g \quad (3.15)$$

Para valores del número de Reynolds menores de 1 el patrón de flujo corresponde a régimen laminar, el flujo transitorio va desde 1 hasta 10^4 y para valores mayores de 10^4 corresponde a flujo turbulento.

El flujo laminar se define como aquél en que las líneas de flujo se mantienen bien definidas en cada uno de los puntos en un instante dado. Las líneas de flujo se definen como aquéllas que quedan en dirección del flujo en cada uno de los puntos en un instante dado. De esta manera se comprende que cuando se trabaja en este régimen de flujo, se tendrán componentes de velocidad únicamente en la dirección del flujo.

Cuando el número de Reynolds excede un valor crítico, sucede que el movimiento no es laminar en toda la longitud del conducto, sino que genera ciertas turbulencias en la zona inicial de inestabilidad que se extienden rápidamente por todo el fluido produciendo con ello una perturbación en el patrón general de flujo. El resultado es una turbulencia del fluido superpuesta al movimiento primario de traslación generando lo que se conoce como flujo turbulento.

3.1.4.2 Dispersión axial

En el flujo de fluidos a través de lechos porosos se puede presentar dispersión axial. La distribución de velocidad y el mezclado del espacio vacío, ambos a escala de partículas individuales son las causas de la dispersión axial. Las variaciones de velocidad a escalas mayores pueden ser provocadas por fluctuaciones en el tamaño del relleno, en la densidad y orientación de éste y en la densidad y viscosidad incluyendo alteraciones por gradientes de temperatura.

El parámetro que mide el grado de dispersión es el Número de Peclet:

$$Pe = \frac{U_g D_p}{D_i} \quad (3.16)$$

Cuando este parámetro tiende a valores muy grandes, se puede considerar que la dispersión es despreciable, en este caso se tiende a flujo pistón y si el valor de este parámetro es muy pequeño, la dispersión en éste sistema es considerable y se tiende a flujo de mezcla completa. Para la evaluación de este número es necesario determinar las características o desviaciones de la idealidad de flujo.

El flujo pistón se caracteriza porque el flujo a su través es ordenado, sin que ningún elemento del mismo sobrepase o se mezcle con cualquier otro elemento situado antes o después de aquél, en realidad puede haber mezclado lateral del fluido pero no ha de existir mezcla o difusión a lo largo de la trayectoria del flujo. La condición necesaria y suficiente para que exista flujo en pistón es que el tiempo de residencia en el reactor sea el mismo para todos los elementos del

fluido, por ende las dispersiones pueden evaluarse en base a un análisis de los tiempos de residencia.

En una situación de régimen laminar, es decir a velocidades de gas bajas, para que se presente flujo pistón sería necesario que el valor del coeficiente de dispersión fuera muy bajo.

La desviación de la idealidad del flujo (flujo pistón) a través del un lecho poroso, se presenta en el apéndice B mediante un análisis de tiempos de residencia. Se puede observar que los elementos del fluido tienen en su mayoría el mismo tiempo de residencia. De esta manera para el modelado de este sistema se considerará que el flujo se mueve convectivamente mediante flujo pistón.

Una vez que se ha hecho un análisis de los procesos de transferencia de masa y características del flujo en lechos porosos y en particular en los biofiltros, se observa que para las condiciones de operación normalmente utilizadas en los biofiltros, su comportamiento global puede representarse mediante el modelado de la fase líquida ó biopelícula. A continuación se pasará al análisis de la reacción biológica que se lleva a cabo en la biopelícula, para posteriormente plantear la formulación matemática del proceso de degradación del contaminante en la biopelícula.

3.1.5 Reacción biológica

La eliminación de los contaminantes se lleva a cabo por medio de microorganismos. Su crecimiento, expresado como la velocidad de incremento de biomasa, depende de la cantidad de biomasa (X) presente. Para una combinación particular de microorganismo y sustrato, la tasa específica de crecimiento (μ) puede ser usada para describir el incremento en la biomasa:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (3.17)$$

La tasa específica de crecimiento (h^{-1}) o tiempo de duplicación ($t_d = \ln 2 / \mu$) también dependen de parámetros como temperatura, pH y concentración del sustrato limitante. Especialmente éste último es de interés en el tratamiento de contaminantes. La relación que existe entre la tasa específica de crecimiento y la

concentración del sustrato limitante del crecimiento (S) es frecuentemente descrita por la ecuación de Monod:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (3.18)$$

Esta ecuación tiene dos constantes, la tasa máxima de crecimiento específico μ_{\max} (h^{-1}) y la constante de afinidad hacia el sustrato K_s , la cual representa la concentración del sustrato, en la cual, la tasa de crecimiento es la mitad del valor máximo. Los valores de K_s y μ_{\max} son determinados estableciendo la relación entre la tasa de crecimiento y la concentración del sustrato limitante del crecimiento.

Durante el crecimiento, el sustrato es convertido en biomasa, en una razón constante de manera que la tasa de crecimiento sea constante. Esta razón es conocida como el coeficiente de rendimiento (Y) relacionando los g biomasa/g sustrato .

La tasa de consumo de sustrato ligada al crecimiento celular (dS/dt) puede ser descrito por la ecuación siguiente en la cual m_s es el coeficiente de mantenimiento y describe el consumo de sustrato requerido para mantener viables a las células.

$$-\frac{dS}{dt} = \mu \frac{X}{Y} + m_s X \quad (3.19)$$

El primer término describe el consumo requerido para compensar la tasa de muerte de la población (decaimiento), que usualmente es pequeño en comparación con la tasa máxima de crecimiento. Si el coeficiente de mantenimiento es eliminado de la ecuación anterior y se combina con la ecuación que define que describe la tasa de consumo de sustrato como función de la concentración del sustrato tenemos:

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{X}{Y} \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (3.20)$$

Esta ecuación representa el consumo de sustrato como función del crecimiento de la población microbiana.

3.1.6 Biopelícula

La reacción de degradación se lleva a cabo en la biopelícula, por lo que es necesario hacer un análisis de los fenómenos que ocurren en ella, con el fin de obtener una descripción adecuada del proceso.

Los materiales normalmente utilizados en la biofiltración presentan una geometría compleja y no homogénea, por lo que la determinación de la forma de las biopelículas sobre estos materiales de empaque no es menos complicada. Sin embargo, es necesario definir una geometría específica, para el desarrollo de un modelo, de esta manera considerando que el espesor de la biopelícula es muy pequeño con respecto al tamaño de la partícula que le sirve como soporte, es posible asumir una geometría plana para su descripción.

Por otro lado, la distribución de la población microbiana se considera uniforme y homogénea, es decir, que toda la biopelícula tiene capacidad para degradar a los contaminantes. A diferencia de sistemas de tratamiento de aguas, donde se utilizan películas microbianas inmovilizadas, en los biofiltros, se llegan a desarrollar biopelículas con un espesor y densidad constante. Esto se debe a que se tiene un crecimiento limitado. En las plantas de tratamientos de aguas los efluentes a tratar son ricos en sustancias nutritivas para el desarrollo de poblaciones microbianas, de esta manera, existe el problema de obstrucción de los sistemas debido al exceso de formación de biomasa. En oposición a lo anterior, solamente al inicio de operación de los biofiltros se les agregan sales que permiten el desarrollo de la población microbiana, sin embargo con el transcurso del tiempo, la fuente de nitrógeno y otras fuentes necesarias para la síntesis celular se agotan, de esta manera se considera que se llega a establecer un equilibrio entre la población microbiana que se desarrolla y la que muere. De esta manera el crecimiento de la biopelícula, tanto en su espesor como en la composición de la misma llega a ser constante.

Básicamente el proceso total de degradación de los compuestos es el resultado del transporte de masa por difusión y la degradación del sustrato dentro de la biopelícula. En condiciones de estado estacionario, es decir, cuando la biopelícula alcanza un espesor constante, una área de contacto fija y una actividad independiente del tiempo, y el transporte del contaminante iguala su degradación entonces estos fenómenos pueden ser descritos por:

$$D' \frac{d^2 C_1}{dX^2} = -r_s \quad (3.21)$$

En esta ecuación r_s es la tasa local volumétrica de reacción en la biopelícula y D' es el coeficiente de difusividad efectiva. La r_s refleja la tasa de degradación microbiológica y está dada por la ecuación de Monod:

$$D' \frac{d^2 C_1}{dx^2} - \frac{X \mu_{\max}}{Y} \frac{C_1}{K_s + C_1} = 0 \quad (3.22)$$

Los valores de las constantes μ_{\max} , K_s y Y determinados en cultivos líquidos se consideran válidos para estos sistemas (Karel et al. 1985). X es la densidad de la biopelícula que se considera constante (Baltzis, 1993 y Skowlund, 1989), debido a que al existir crecimiento, éste resulta en un aumento del espesor de la biopelícula, sin embargo el crecimiento puede estar limitado por los motivos mencionados, de esta manera, se considera que la población microbiana es constante.

Tratando con procesos aeróbicos, la ecuación anterior representaría los fenómenos de la fuente nutritiva limitante, que en la biofiltración sería el compuesto contaminante o la fuente de carbono (una vez que la población microbiana ha alcanzado su máximo desarrollo) debido a que no podría ser resuelta para todas los nutrientes simultáneamente. Además el suministro de oxígeno tendría que ser considerado. Sin embargo Baltzis (1994) muestra que el oxígeno no es un factor limitante en la degradación de compuestos poco solubles como es el caso del tolueno.

3.2. Planteamiento del modelo

3.2.1 Suposiciones del modelo

A continuación se presentan, en forma de resumen, las suposiciones efectuadas en el desarrollo del presente modelo.

En este modelo son tomados en cuenta tanto la cinética de degradación, como los fenómenos de transporte involucrados. El sustrato es transferido a la biopelícula formada alrededor del material de empaque. En la biopelícula, el proceso total es el resultado de una combinación de transporte por difusión y reacción biológica:

1) Se considera que el biofiltro se encuentra en estado estacionario, lo cual implica la presencia de una biopelícula que tiene un espesor constante, una área de contacto fija y una actividad independiente del tiempo.

2) La cinética de reacción biológica, dentro de la biopelícula está dada por la ecuación de Monod:

3) Los parámetros intrínsecos de las cinéticas determinadas en cultivos por lotes son válidas para los sistemas de biopelículas inmobilizadas.

4) La concentración de la biomasa X dentro de la biopelícula, es constante.

5) El espesor de la biopelícula δ es pequeño en comparación con el tamaño de un elemento del lecho filtrante, por lo que la biopelícula puede ser descrita como una placa plana.

6) La reacción de degradación sólo se lleva a cabo dentro de la biopelícula.

7) El sustrato suministrado por la fase gaseosa es la única fuente de carbono y energía.

8) No existe limitación por oxígeno.

9) El fenómeno difusivo dentro de la biopelícula es expresado por la ley de Fick.

10) Se asume que la concentración en la interface está en equilibrio con la concentración en el seno del gas. El equilibrio está expresado, por medio de un coeficiente de partición.

11) La fase gaseosa se mueve convectivamente a lo largo del lecho filtrante por flujo pistón.

Con las suposiciones anteriores una descripción matemática del proceso se presenta a continuación.

3.2.2 Formulación matemática del proceso de biofiltración

El modelado se llevará a cabo en dos pasos: Primeramente se modelan los fenómenos que ocurren en la biopelícula para degradar los compuestos contaminantes obteniendo de ella los perfiles de concentración en la biopelícula y en segundo lugar se hace un balance de la fase gaseosa con respecto a la altura.

3.2.2.1 Fenómenos que ocurren en la biopelícula ó microcinética.

La ecuación que representa el fenómeno de eliminación del contaminante en la biopelícula, para coordenadas rectangulares, está dado por:

$$D' \frac{d^2 C_l}{dx^2} - \frac{X \mu_{\max}}{Y} \frac{C_l}{K_s + C_l} = 0 \quad (3.23)$$

Las condiciones frontera aplicables a este sistema son:

$$\begin{aligned} x = 0 &\longrightarrow C_l = \frac{C_g}{m} \\ x = \delta &\longrightarrow \frac{dC_l}{dx} = 0 \end{aligned} \quad (3.24)$$

3.2.2.2 Balance en la fase gaseosa ó macrocinética. A partir de un balance del sustrato en la fase gaseosa, realizado con el fin de obtener la variación de la concentración a lo largo del lecho filtrante, tenemos que:

$$-U_g \frac{dC_g}{dh} = NA_s \quad (3.25)$$

donde U_g es la velocidad superficial del flujo, A_s es el área específica y relaciona el área de biopelícula por unidad de volumen de lecho y N es el flux de sustrato hacia la biopelícula dado por:

$$N = -D' \left(\frac{dC_l}{dx} \right)_{x=0} \quad (3.26)$$

3.2.2.3 Adimensionamiento Definiendo las variables adimensionales como:

$$\begin{aligned} C^* &= \frac{C_l}{K_s} \\ X^* &= \frac{x}{\delta} \end{aligned} \quad (3.27)$$

La ecuación se expresa en forma adimensional como:

$$\frac{D'K_s}{\delta^2} \frac{d^2 C^*}{dX^{*2}} - \frac{X\mu_{max}}{Y} \frac{C^*}{1+C^*} = 0 \quad (3.28)$$

Agrupando los diferentes parámetros constantes es posible definir al módulo de Thiele modificado al cuadrado, como:

$$\varphi'^2 = \frac{X\mu_{max}\delta^2}{YK_sD'} \quad (3.29)$$

De manera que la ecuación adopta la siguiente forma:

$$\frac{d^2 C^*}{dX^{*2}} - \varphi'^2 \frac{C^*}{1+C^*} = 0 \quad (3.30)$$

Las condiciones frontera adimensionales están dadas por:

$$\begin{aligned} X^* = 0 &\rightarrow C^* = \frac{C_g}{mK_s} \\ X^* = 1 &\rightarrow \frac{\partial C^*}{\partial X^*} = 0 \end{aligned} \quad (3.31)$$

3.2.3 Estrategia de solución del modelo.

La ecuación que representa los fenómenos que ocurren en la biopelícula del proceso, es una ecuación diferencial de segundo orden, que no tiene solución directa, por lo que es necesario emplear alguna técnica numérica que permita obtener la solución de la misma. Esta ecuación puede ser reescrita como:

$$\frac{d}{dX} \left(\frac{dC^*}{dX} \right) - \varphi'^2 \frac{C^*}{1+C^*} = f \quad (3.32)$$

Esta ecuación, se resolvió mediante diferencias finitas discretizándola con respecto a la posición. Este método consiste en sustituir el valor de las derivadas que aparecen en la ecuación diferencial, por un valor aproximado, alrededor de un punto predeterminado, en el cual se quiere obtener una solución aproximada. De esta forma tenemos, que la ecuación evaluada para el punto k está dada por:

$$f(k) = \frac{C_{k+1}^* - 2C_k^* + C_{k-1}^*}{(dX)^2} - \phi^2 \frac{C_k^*}{1 + C_k^*} \quad (3.33)$$

donde la función f(k) es igual a cero.

De esta manera se transforma la ecuación diferencial en un sistema de ecuaciones algebraicas que representan los fenómenos que ocurren dentro de la biopelícula y cuya dimensión dependerá del número de intervalos o nodos, en que se divida a la biopelícula.

El procedimiento de solución del modelo fue el siguiente:

El conjunto de ecuaciones algebraicas, junto con aquéllas que involucran las condiciones frontera, fue resuelto usando la subrutina ZSPOW de la librería del IMSL, que resuelve sistemas algebraicos no-lineales, utilizando un método de Newton modificado. Los valores iniciales de las concentraciones dentro de la biopelícula fueron seleccionados suponiendo un perfil lineal decreciente, es decir, que en la interface gas-biopelícula, el valor de la concentración está dado por equilibrio entre fases y en la interface biopelícula-soporte el valor de la concentración es igual a cero. Estos valores fueron seleccionados con el fin de facilitar la convergencia al método numérico.

Para conocer el comportamiento del biofiltro es necesario resolver la ecuación que representa el balance en la fase gaseosa y para ello, se debe conocer el flux de sustrato hacia la biopelícula, a cada altura del biofiltro. Con este fin, se determinan los perfiles de concentración y se calcula la pendiente en la interface. De esta forma, el balance de la fase gaseosa incorpora los fenómenos que ocurren en la biopelícula como una subrutina necesaria para calcular el flux de sustrato en cada punto a lo largo del biofiltro. El balance de la fase gaseosa es resuelto, una vez que se ha incorporado el valor del flux y se calcula la concentración en el incremento de altura. El procedimiento vuelve a repetirse hasta que se alcanza la altura total del sistema.

3.2.4 Valor de los parámetros.

Para resolver el modelo son necesarios varios parámetros que no fueron determinados experimentalmente. A continuación se presenta una revisión de los valores reportados en la literatura con el fin de determinar su orden de magnitud y posteriormente, en la sección de resultados del modelo, se establecen los rangos de los parámetros y un análisis de los mismos.

Difusividad efectiva. El valor de la Difusividad efectiva de tolueno utilizada por Arvin y Arcangeli (1992) se muestra en la tabla siguiente, este valor fue medido a 10°C por Arcangeli (1990) y la estimación a 20-25°C fue hecha de acuerdo a la ecuación de Wilke-Chang. El valor utilizado por Ottengraf es de 0.85×10^{-9} m²/seg. El valor reportado por Baltzis para la difusividad de tolueno en agua es 1.03×10^{-9} m²/seg y lo calcula a partir de alguna correlación de sistemas gas-líquido (Praunitz, 1977). Sin embargo en este trabajo se toma en cuenta el efecto de la densidad de biopelícula sobre este parámetro. De acuerdo a una relación establecida por Fan et al (1990), el valor de la difusividad efectiva es de 2.0129×10^{-10} m²/seg. Debido a esta consideración, el valor de la difusividad, se reduce en un orden de magnitud.

Autores	Difusividad efectiva	Difusividad efectiva
Ottengraf (1983)	0.85×10^{-9} m ² /seg	0.7344×10^{-4} m ² /día
Arvin y Arcangeli (1992)	1.273×10^{-9} m ² /seg	1.1×10^{-4} m ² /día
Baltzis (1993)	2.0129×10^{-10} m ² /seg	1.739×10^{-5} m ² /día

Velocidad máxima de crecimiento y coeficiente de saturación.

Los valores de la tasa máxima de crecimiento específico reportados por Arvin y Arcangeli (1992), son del mismo orden de magnitud que el encontrado por otros autores, Alvarez et al. (1991) encontraron un valor de 9.9 1/día a 25°C y Vetch et al (1988) reportan un valor de 2.97 1/día a 29°C. Baltzis (1993) reporta un valor de 1.50 1/h o sea un valor de 36 1/día. Zilli et al (1993) reportan valores que están entre 0.131-0.567 1/h o sea 3.144- 13.608 1/día.

Coefficiente de rendimiento. En el trabajo de Arvin y Arcangeli (1992) los coeficientes de rendimiento fueron determinados a partir del consumo de oxígeno por unidad de tolueno utilizado.

Autores	Y
Arvin y Arcangeli (1992)	1 g cel/g tol
Baltzis (1993)	0.708 g cel/g tol

A concentraciones de tolueno relativamente altas la respiración endógena fue despreciable en comparación con el consumo de oxígeno para la mineralización de tolueno. Los cálculos se basaron en la suposición de que no existen productos de degradación de tolueno y en la fórmula empírica $C_5H_7NO_2$. Con estas condiciones determinaron los coeficientes de rendimiento con valores de 1.15, 0.88, 1.02 mg $_{biomasa}/mg_{tolueno}$. La diferencia entre estos valores es relativamente pequeña tomando en cuenta el uso de cultivos mixtos bajo condiciones no estériles y diferentes temperaturas, lo cual implica que la composición del cultivo mixto puede no ser la misma. El coeficiente de rendimiento teórico puede ser estimado de acuerdo a la energía de degradación usando una fuente de nitrógeno (McCarty 1972), que da como resultado 1.03 mg $_{biomasa}/mg_{tolueno}$. Este es el mismo valor obtenido por Arcangeli y Arvin. Baltzis (1993) reporta un valor de 0.708 g $_{cel}/g_{tol}$.

Espesor de la biopelícula. El espesor de la biopelícula es uno de los parámetros que más disparidad presenta en cuanto a los valores reportados. Así en la mayoría de los artículos se reporta que varía en un rango de 70-100 μm . Sin embargo Ottengraf (1983) maneja un valor del orden de milímetros. A priori, se sabe que el espesor de la biopelícula no puede ser del orden de milímetros, ya que como Ottengraf 1991, el espesor de penetración del oxígeno es de 200 μm aproximadamente. Debido a que el oxígeno es necesario para la oxidación de los compuestos es de esperarse que más o menos el espesor total de la biopelícula sea de ese mismo orden de magnitud.

Autores	Población microbiana	μ_{max}	K_s	
Ottengraf (1983)	mixta	0.6 1/día	-----	
Vetch et al (1988)	<i>Pseudomonas putida</i>	2.97 1/día	-----	
Arvin y Arcangeli (1992)	mixta	2.33 1/día	0.08 g/m ³	
		1.54 1/día	0.03 g/m ³	
		4.77 1/día	0.05 g/m ³	
		0.44 1/día	0.11 g/m ³	
Alvarez et al (1991)	mixta	9.9 1/día	17.4 g/m ³	
Baltzis (1993)	mixta	36 1/día	11.03 g/m ³	
Zilli (1993)	mixta	8.71 1/día	49.1 g/m ³	
		3.144 1/día	26.8 g/m ³	
		<i>Pseudomonas putida</i>	8.856 1/día	9.7 g/m ³
		13.608 1/día	20.2 g/m ³	

De acuerdo a los valores de la tasa máxima de crecimiento, los tiempos de duplicación correspondientes a los valores máximo y mínimo son 27.7 min y 37.8 h. respectivamente.

Los valores de los coeficientes de saturación pueden observarse en la tabla anterior. Ottengraf asume una cinética de eliminación de orden cero, y por tanto no involucra este parámetro. Sin embargo, en 1991, Ottengraf reporta que el valor de la constante de saturación de Monod puede variar en un rango de 1-10 g/m³, lo que permite creer que su suposición de orden cero puede no ser válida, bajo ciertas condiciones.

Las constantes de Monod determinada por Arcangeli y Arvin (1992) estuvieron entre 0.03-0.11 g/m³, el valor más alto correspondió a una cinética realizada sin que existiera limitación por oxígeno, sin embargo los valores son relativamente bajos. Por ejemplo Alvarez et al (1991) reportan valores de 17.4 mg/l para la degradación de tolueno en materiales acuíferos. En contraste a su trabajo, la biomasa en el estudio de Arvin y Arcangeli creció a bajas concentraciones de tolueno. La constante de Monod puede depender del nivel de concentración al cual la biomasa se haya adaptado. Baltzis (1993) da un valor de 11.03 g/m³. Zilli (1993) reporta valores de 49.1-9.9 g/m³ para la degradación de fenol. Los valores más altos corresponden a cultivos mixtos y los más bajos a cepas puras de *Pseudomonas putida*.

Autores	Material de empaque	Espesor de biopelícula	δ
Ottengraf (1983)	composta	1200 μm	$1200 \times 10^{-6} \text{ m}$
Skowlund (1989)	modelo	100 μm	$100 \times 10^{-6} \text{ m}$
Arvin y Arcangeli (1992)	Pared de reactor	298 - 102 μm	$298 \times 10^{-6} \text{ m}$
Heijnen (1992)	diversos	40 μm	$40 \times 10^{-6} \text{ m}$
Baltzis (1993)	turba y perlita	100 μm	$100 \times 10^{-6} \text{ m}$
Ergas (1993)	Composta y perlita	0.2 μm	$2 \times 10^{-9} \text{ m}$

Ergas et al (1993) reportan un valor de 0.2 μm pero lo calculan como el contenido de agua/área superficial. Heijnen (1992) presenta un estudio sobre la formación de biopelículas en diferentes soportes como basalto, lava, limos, y arenas, y los valores de los espesores de biopelículas son aproximadamente 40 μm .

Densidad de la biopelícula. El uso de este parámetro depende de la formulación del modelo, en el caso de Ottengraf (1983) no utiliza este parámetro, sin embargo se presentan para la comparación de los valores utilizados por Arvin y Arcangeli (1992) y el reportado por Skowlund (1989):

Autores	Densidad de biopelícula	X
Skowlund (1989)	2.5 kg/m^3	2500 g/m^3
Arvin y Arcangeli (1992)	16.76 kg/m^3	16760 g/m^3
	29.079 kg/m^3	29079 g/m^3
Baltzis (1992)	100 kg/m^3	100000 g/m^3

Baltzis (1992) presenta un análisis de este parámetro y establece que puede variar entre 23 y 220 kg/m^3 , en su trabajo asume un valor de 100 kg/m^3 .

Coefficiente de distribución. El valor reportado por Ottengraf 0.27 es el utilizado para este programa y coincide con el valor arrojado por la constante de Henry para tolueno en agua a una temperatura de 20 °C.

El valor de la constante de Henry tiene un valor de 0.68 $\text{kPa m}^3/\text{mol}$ o $6.711078 \times 10^{-3} \text{ atm m}^3/\text{mol}$ (Mackay y Ying, 1981) y mediante la ecuación 3.3 se calcula el coeficiente de distribución:

$$m = \frac{H}{RT} = \frac{6.7707821 \times 10^{-3} \frac{\text{atm} \cdot \text{m}^3}{\text{mol}}}{8.21 \times 10^{-3} \frac{\text{atm} \cdot \text{m}^3}{\text{°K} \cdot \text{mol}} (298.3 \text{°K})}$$

$$m = 0.2765$$

Área específica. Los valores de las áreas específicas son reportados en los trabajos de Baltzis y Ergas (1993). Baltzis (1993) reporta un valor de 85.19 m²/m³ para metanol, 40.0 m²/m³ para tolueno, 23.3 m²/m³ para benceno. Ergas determina el valor del área por medio de un análisis BET encontrando un valor de 1.6 x 10⁶ m²/m³. El rango que establece Ottengraf (1991) para este parámetro es del orden de 300-1000 m²/m³.

Autores	Material de empaque	Área específica
Ottengraf (1991)	composta	300-1000 m ² /m ³
Baltzis (1993)	turba y perlita	23.3-85.19 m ² /m ³
Ergas (1993)	composta y perlita	1.6 x 10 ⁶ m ² /m ³

El análisis de estos parámetros se presenta en la sección 4.2.1 de resultados del modelo.

RESULTADOS

4

4.1 Experimentales

4.1.1 Instalación del dispositivo experimental. El sistema experimental instalado se muestra en la Figura 4.1.1. Como se mencionó, en la sección anterior el sistema está integrado por tres secciones: una etapa de acondicionamiento de la fase gaseosa donde se satura con agua, una sección de adición de solvente, donde se contamina a la fase gaseosa con tolueno y el biofiltro propiamente dicho.

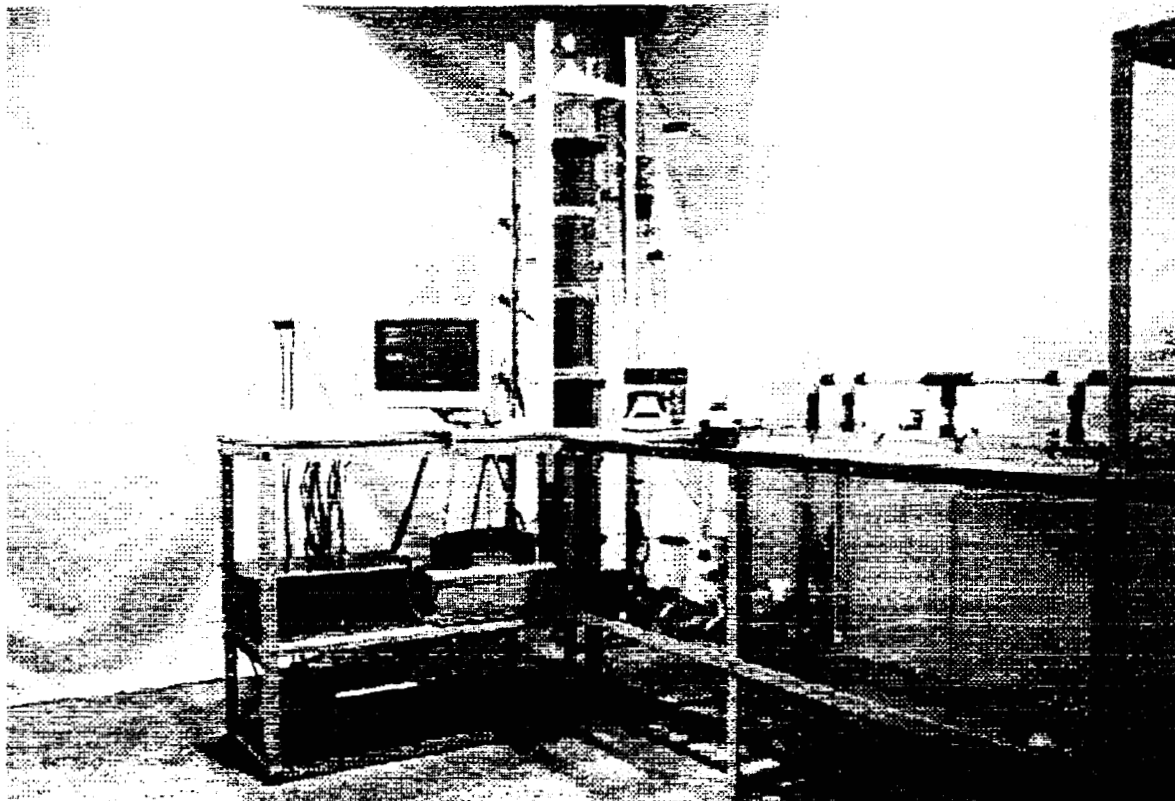


Figura 4.1.1 Dispositivo experimental

El biofiltro se empacó con turba que sirvió de soporte a los microorganismos provenientes de lodos activados. La concentración de entrada del tolueno fue fijada de acuerdo a las condiciones que permitía el equipo (volumen de jeringa de 50 ml) y en las condiciones de seguridad para los operadores (concentraciones menores de 200 ppmV).

El biofiltro tiene un sistema de adquisición de datos que guardó información acerca de los diferentes parámetros de operación del sistema como caída de presión, temperaturas, pH, concentración de dióxido de carbono, humedad relativa,

flujo de aire. Todas estas medidas permitieron tener un seguimiento adecuado de los fenómenos que ocurrieron en el biofiltro. En la Figura 4.1.2 se muestra un acercamiento del biofiltro, en donde se observan los diferentes sensores.

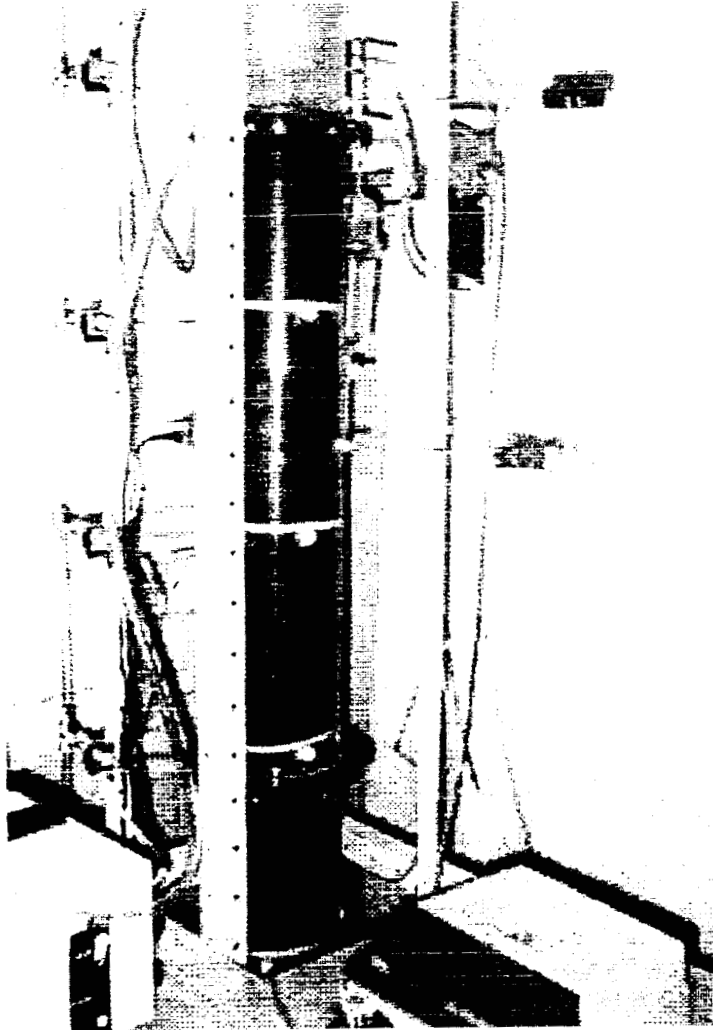


Figura 4.1.2 Biofiltro instalado en la UAM-Iztapalapa.

Se estudió el comportamiento del biofiltro por un período de aproximadamente 4 meses, realizándose experimentos con el fin de caracterizar al sistema.

4.1.2 Comportamiento de los parámetros del sistema. Durante el período de experimentación ocurrieron algunos eventos que interrumpieron la operación continua del biofiltro, principalmente cortes en la energía eléctrica, que repercutieron en las mediciones registradas por el sistema de adquisición de datos.

Estos casos fueron eliminados del análisis de las gráficas, ya que enmascaran el comportamiento real de los parámetros. Sólo se presentan algunos cortes e interrupciones en la operación del biofiltro con el fin de mostrar su influencia sobre los parámetros de operación.

4.1.2.1 Flujo. La figura 4.1.3 muestra las variaciones del flujo durante la operación del biofiltro.

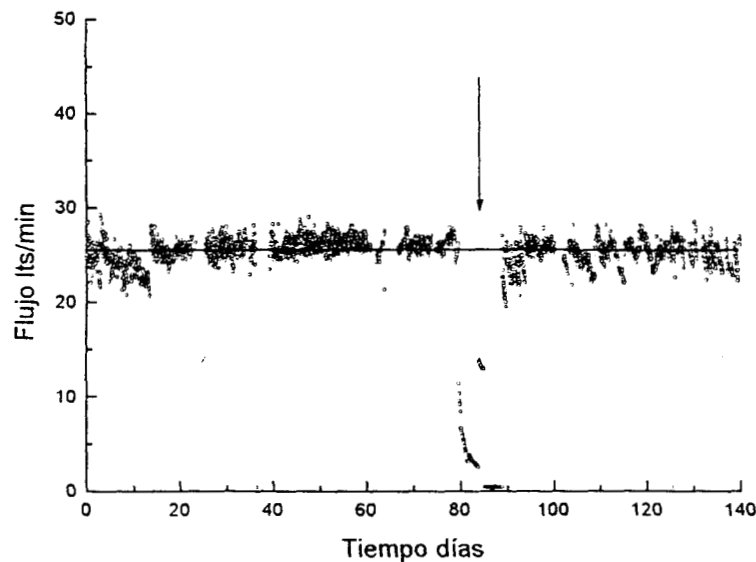


Figura 4.1.3 Flujo de aire que se alimenta al biofiltro.

En el sistema instalado no existe control del flujo de aire, y oscila en un rango, pero en promedio se alimentan 26 l/min. La flecha en la figura 4.1.3 indica una falla de la compresora que no pudo solucionarse inmediatamente. En este caso se afectaron todos los demás parámetros, debido a que no hubo suministro de aire al sistema.

4.1.2.2 Temperaturas. A partir del análisis de las variaciones de temperatura, se pueden establecer dos períodos, el primero corresponde a las oscilaciones que ocurren durante el transcurso de un día, como el descenso de la temperatura durante la noche. En la Figura 4.1.4 se muestra este tipo de oscilación y se observa que es un fenómeno cíclico. El segundo tipo de variaciones corresponden a las temperaturas registradas en un día muy caluroso o muy frío.

Ambos tipos de variaciones dependen exclusivamente de las condiciones climatológicas.

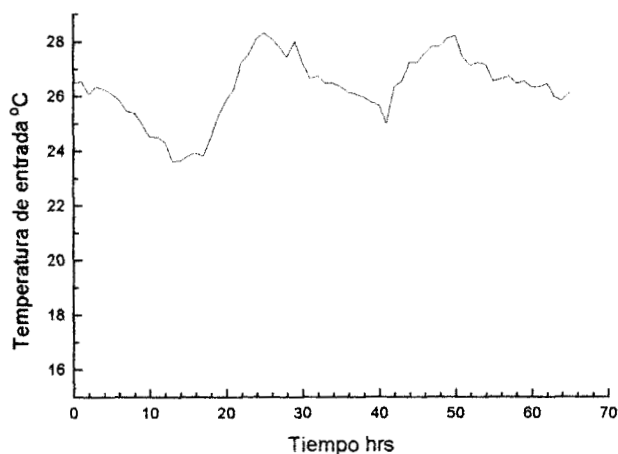


Figura 4.1.4 Oscilaciones de la temperatura en el transcurso del día.

Las temperaturas registradas por el sistema de adquisición de datos se muestran en la figura 4.1.5 se observan las oscilaciones que presentaron las temperaturas a la entrada y la temperatura del baño de agua de la cámara de saturación. La temperatura del agua en la cámara de saturación fue mayor que la de la entrada al biofiltro debido a que la bomba de recirculación de agua introdujo calor al sistema. En la figura 4.1.6 se observa la evolución de la temperatura del lecho en el biofiltro.

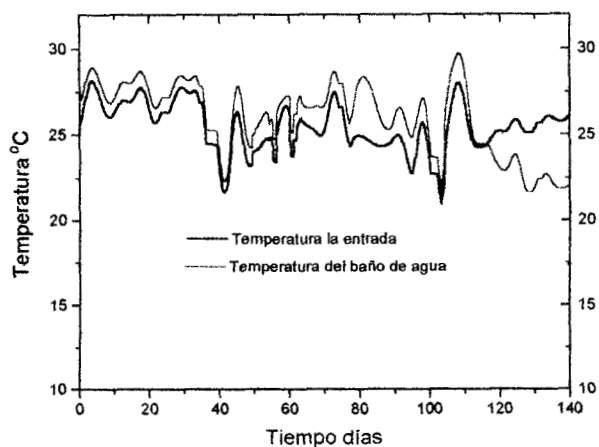


Figura 4.1.5 Temperaturas a la entrada del biofiltro y en el baño de agua.

Al final de los experimentos el comportamiento de las temperaturas fue inverso, debido a que el sistema de humidificación se cambió y la temperatura registrada no correspondió a la temperatura del agua utilizada para saturar el aire.

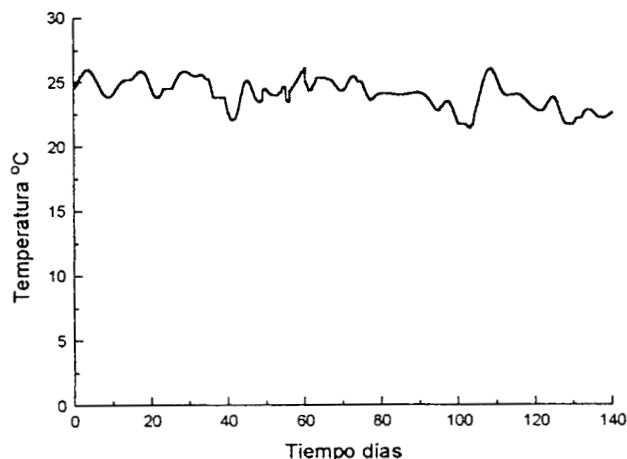


Figura 4.1.6 Temperatura en el lecho

Aproximadamente a los 30 días, el sistema de humidificación se operó intermitente, debido a que se detectaron problemas relacionados con gradientes de temperaturas. Estos gradientes pueden observarse en la figura 4.1.7.

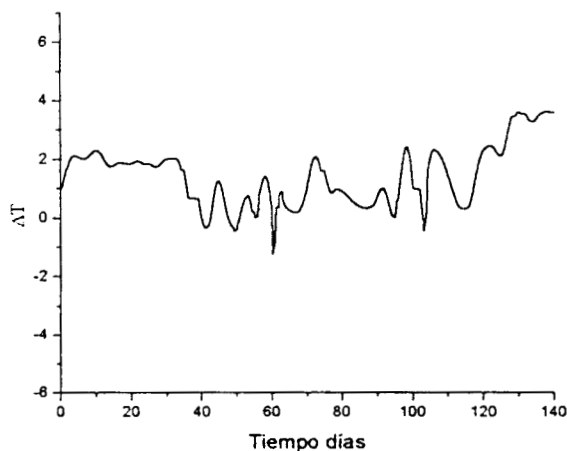


Figura 4.1.7 Diferencia de temperaturas en grados centígrados entre la entrada del biofiltro y en el lecho.

La diferencia de temperaturas entre la entrada y la parte intermedia del lecho es de aproximadamente 2 °C sin embargo, en situaciones extremas, existió

una diferencia de 4°C. Esto se puede explicar en base al hecho de que en la cámara de saturación se estaba introduciendo calor al sistema por medio de una cinta de calentamiento, esto con el fin de evitar problemas de condensación tanto de agua como de tolueno y el aire al entrar saturado a una temperatura mayor a la del material de empaque en el biofiltro condensación en el primer lecho. En los casos donde existieron diferencias negativas indican que el lecho se encuentra a una temperatura mayor, posiblemente debido al desprendimiento de calor metabólico.

Por otro lado, como se muestra en la figura 4.1.8, la diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro, es despreciable.

El registrar la evolución de las temperaturas en diferentes partes del sistema de biofiltración es importante ya que es un indicativo de la actividad metabólica, ya que el proceso de oxidación biológica es exotérmico. En este caso, la temperatura en el lecho no fue mayor que la entrada posiblemente debido a la baja capacidad de eliminación y por tanto la baja generación de calor metabólico.

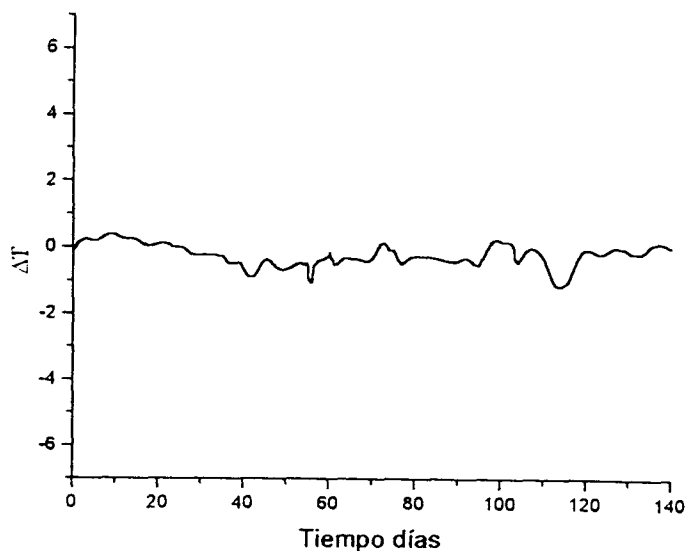


Figura 4.1.8 Diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro

una diferencia de 4°C. Esto se puede explicar en base al hecho de que en la cámara de saturación se estaba introduciendo calor al sistema por medio de una cinta de calentamiento, esto con el fin de evitar problemas de condensación tanto de agua como de tolueno y el aire al entrar saturado a una temperatura mayor a la del material de empaque en el biofiltro condensación en el primer lecho. En los casos donde existieron diferencias negativas indican que el lecho se encuentra a una temperatura mayor, posiblemente debido al desprendimiento de calor metabólico.

Por otro lado, como se muestra en la figura 4.1.8, la diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro, es despreciable.

El registrar la evolución de las temperaturas en diferentes partes del sistema de biofiltración es importante ya que es un indicativo de la actividad metabólica, ya que el proceso de oxidación biológica es exotérmico. En este caso, la temperatura en el lecho no fue mayor que la entrada posiblemente debido a la baja capacidad de eliminación y por tanto la baja generación de calor metabólico.

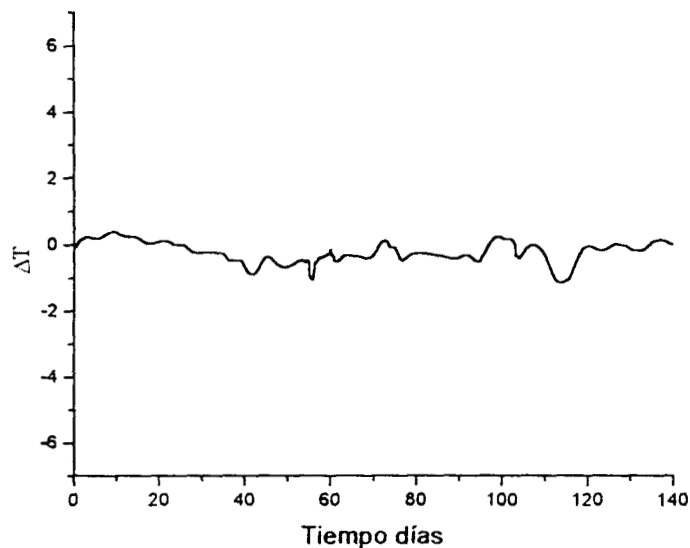


Figura 4.1.8 Diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro

una diferencia de 4°C. Esto se puede explicar en base al hecho de que en la cámara de saturación se estaba introduciendo calor al sistema por medio de una cinta de calentamiento, esto con el fin de evitar problemas de condensación tanto de agua como de tolueno y el aire al entrar saturado a una temperatura mayor a la del material de empaque en el biofiltro condensación en el primer lecho. En los casos donde existieron diferencias negativas indican que el lecho se encuentra a una temperatura mayor, posiblemente debido al desprendimiento de calor metabólico.

Por otro lado, como se muestra en la figura 4.1.8, la diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro, es despreciable.

El registrar la evolución de las temperaturas en diferentes partes del sistema de biofiltración es importante ya que es un indicativo de la actividad metabólica, ya que el proceso de oxidación biológica es exotérmico. En este caso, la temperatura en el lecho no fue mayor que la entrada posiblemente debido a la baja capacidad de eliminación y por tanto la baja generación de calor metabólico.

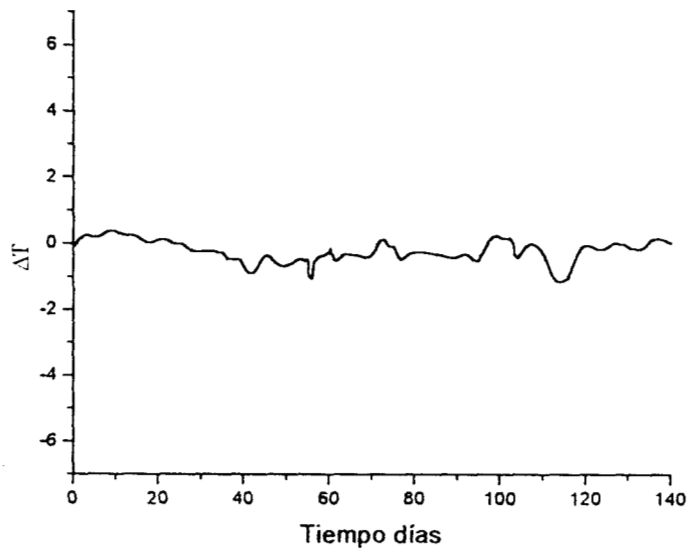


Figura 4.1.8 Diferencia de temperaturas entre el lecho y la salida del biofiltro

Sin embargo, se midió el pH inicial de la muestra que fue igual a 6.8 y el pH al finalizar los experimentos a los 140 días, como se puede observar en la tabla 4.2, el pH no varió sensiblemente.

	pH final
Nivel 1	6.46
Nivel 2	6.5
Nivel 3	6.3
Nivel 4	6.52
Nivel 5	6.85

Tabla 4.2 Valores del pH final del material de empaque

4.1.2.5 Dióxido de carbono y Humedad relativa. La evolución de la concentración de dióxido de carbono medida a la salida del biofiltro es presentada en la figura 4.1.10.

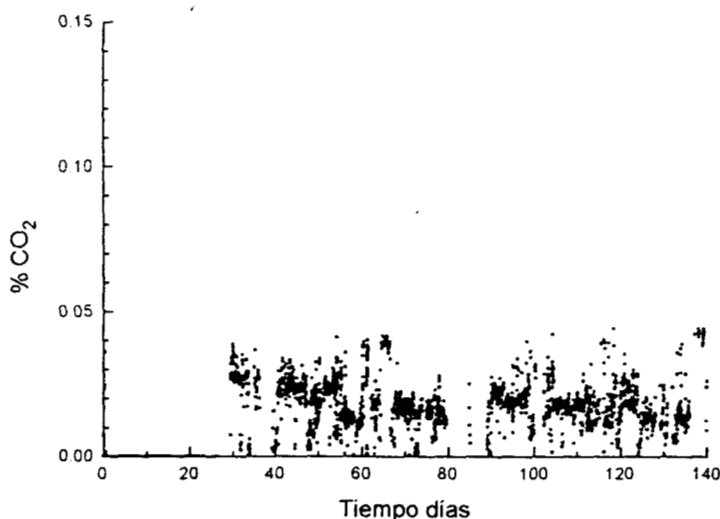


Figura 4.1.10 Evolución del dióxido de carbono

El porcentaje de CO_2 registrado por el analizador fue aproximadamente 0.02%, sin embargo dado que la escala completa del mismo que va desde 0-1% y su confiabilidad es del 1% sobre la escala completa, no se puede considerar esta medida como confiable ya que la medida puede tener una variación de $\pm 0.01\%$.

La concentración se empezó a detectar a los 30 días aproximadamente.

ΔP cm H ₂ O	37 días	44 días	82 días	91 días
Nivel 1	3.66	1.54	2.80	1.23
Nivel 2	1.15	1.10	1.82	1.74
Nivel 3	0.99	1.02	1.23	1.34
Nivel 4	0.98	1.08	1.60	0.78
Nivel 5	0.97	1.2	3.50	3.63

Tabla 4.1 Caída de presión por niveles a diferentes tiempos durante la operación del biofiltro

Al parecer el incremento se debió a la condensación de agua en el primer nivel del biofiltro, ésto pudo relacionarse con la diferencia de temperaturas existente entre la temperatura del aire a la entrada y la temperatura del lecho, durante este período. La condensación de agua fue un fenómeno acumulativo, primero saturó la capacidad de retención de agua de la turba sin que ésto originara un aumento apreciable de la caída de presión y posteriormente el agua empezó a reducir los espacios entre las partículas de turba, lo cual originó el aumento de la caída de presión.

A partir de este punto se operó intermitentemente el sistema de humidificación. A los 44 días se volvió a medir la caída de presión en los niveles del biofiltro y se observó una distribución uniforme de la caída de presión.

Como se puede observar en la tabla 4.1, se midió la ΔP por módulos a los 91 días y se observó que el lecho que presentó una mayor caída de presión fue el nivel 5, ésto se relacionó con la condensación observable a la salida del biofiltro que probablemente fue adsorbida por el lecho.

A pesar de que se pudo relacionar el incremento de la caída de presión con los fenómenos de condensación, no se pudieron realizar mediciones de humedad en los diferentes niveles debido a que no se dispuso de puertos que permitieran el muestro de la fase sólida, además de que el tomar muestras podría ocasionar alteraciones en la estructura del lecho.

4.1.2.4 pH. La medición de pH es una medida indirecta de detectar la producción de algún compuesto intermediario de carácter ácido.

Las mediciones de pH reportadas por el sistema de adquisición de datos no se muestran ya que el electrodo usado para las mediciones no estaba diseñado para funcionar de manera continua durante períodos tan largos.

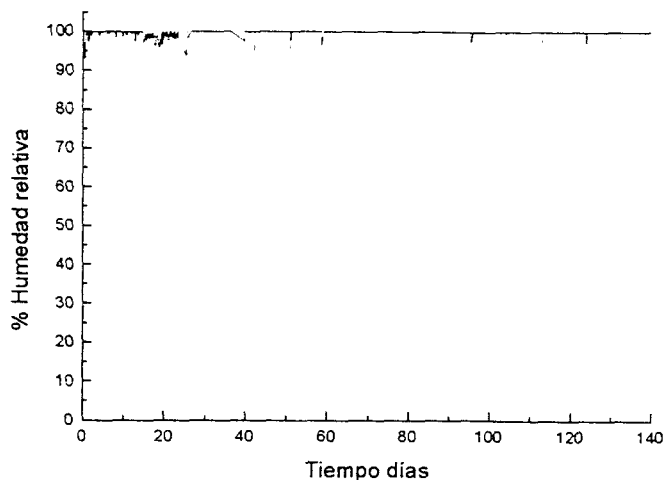


Figura 4.1.11 Humedad relativa con respecto al tiempo.

La Figura 4.1.11 muestra la evolución de la humedad relativa de la corriente gaseosa de entrada.

La humedad relativa es uno de los parámetros más importantes del sistema, ya que si el aire no entra saturado, en su paso a través del lecho arrastra agua y por tanto seca al lecho, repercutiendo directamente en la actividad metabólica de los microorganismos. De esta manera, la corriente gaseosa suministrada siempre debe tener una humedad del 100%.

Con excepción de algunos accidentes de operación, la corriente de entrada siempre entró saturada.

El sistema instalado mostró ser efectivo para el estudio de la eliminación de tolueno, permitió seguir de manera continua la evolución de importantes parámetros físicos como el pH, la caída de presión, temperaturas del sistema y producción de dióxido de carbono, que se ven directamente afectados por el desarrollo de la población microbiana y el registro en continuo de las condiciones de operación como flujo de aire y humedad relativa de la corriente de entrada. Sin embargo como sugerencia se podría establecer la alimentación corriente abajo para evitar problemas de acumulación de agua, debido a la condensación en el primer módulo.

4.1.3 Estado estacionario. El tiempo en que se llegó al estado estacionario fue determinado de acuerdo al comportamiento de la capacidad de remoción con respecto a una determinada concentración de alimentación. Cuando esta capacidad alcanzó un valor máximo constante, se estableció que este régimen de operación había sido alcanzado.

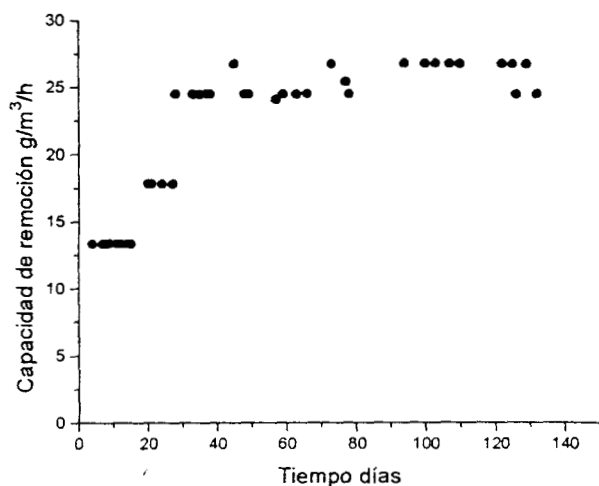


Figura 4.1.12 Capacidad de remoción con respecto al tiempo para una alimentación de tolueno constante de 0.7 g/m^3

El período de adaptación de la población microbiana al tolueno y a las condiciones ambientales (medio mineral y a la turba) fue de aproximadamente 5 semanas. El tiempo fue mayor que las dos semanas reportadas por Ottengraf (1993) en diferentes trabajos. Esto posiblemente se debió a que no se realizó una adaptación previa del inóculo para degradar tolueno. La capacidad de remoción lentamente fue aumentando hasta alcanzar un máximo de aproximadamente $24.48 \text{ g/m}^3/\text{h}$. el cual es comparable a los valores reportados en la literatura (Ottengraf, 1983 y Baltzis et al, 1993).

4.1.4 Relación entre variación de parámetros y el comportamiento del biofiltro. Uno de los parámetros que demostró ser de suma importancia en la operación del biofiltro fue el contenido de humedad del material de empaque, la humedad relativa de la corriente gaseosa influye directamente sobre ésta, secando o inundando al biofiltro. En el caso de estudio se observó que el secado inactivó totalmente al biofiltro, al final de los experimentos.

La Figura 4.1.13 muestra cómo la capacidad de remoción disminuyó al existir cortes de energía eléctrica, afortunadamente al restablecer las condiciones normales de operación la capacidad de remoción regresó a su valor inicial, en un período de aproximadamente 3 días. Esto muestra que el biofiltro tiene buena capacidad de recuperación.

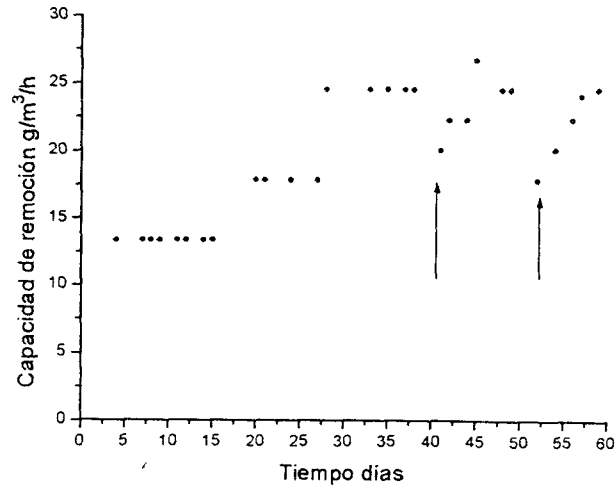


Figura 4.1.13 Capacidad de recuperación del sistema ante accidentes de operación.

Por otro lado, la Figura 4.1.14 muestra la capacidad de remoción y su relación con la caída de presión.

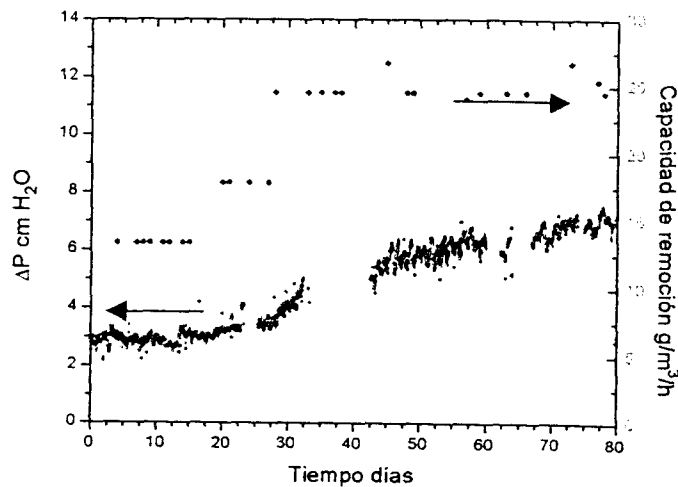


Figura 4.1.14 Relación de la caída de presión con la capacidad de remoción del biofiltro

La figura 4.1.14 muestra que durante los primeros 30 días de operación existió un incremento en la caída de presión del lecho, al mismo tiempo que se observó un aumento de la capacidad de remoción del biofiltro, éste puede estar relacionado con el crecimiento de la población microbiana o con un incremento de la cantidad de agua en el sistema. Debido a que no se hicieron estudios sobre la población microbiana del sistema, no se puede discernir a cuál de los fenómenos se debió el incremento inicial de la caída de presión. Después de este período la ΔP continuó aumentando pero la capacidad de remoción llegó a un valor constante. Como se discutió en la sección 4.1.2.3 el incremento en la caída de presión se debió a la condensación de agua en el biofiltro, pero éste no alteró la capacidad de remoción del biofiltro.

4.1.5 Respuesta ante diferentes concentraciones. Se realizaron experimentos variando la concentración de tolueno por dos vías diferentes: la primera consistió en variar la alimentación de tolueno, manteniendo el flujo de aire constante y en la segunda se mantuvo la misma alimentación de tolueno pero se varió el flujo de aire. Los resultados se muestran a continuación:

4.1.5.1 Carga variable. Las condiciones en las que se llevaron a cabo los experimentos se muestran en la siguiente tabla 4.3. Se varió la alimentación de tolueno y el flujo de aire se mantuvo constante, con esto se varió la carga entre 19-287 $\text{g/m}^3/\text{h}$ y el tiempo de residencia del flujo en el lecho empacado fue de 35.48 seg..

Flujo líquido ml/h	Flujo de aire l/min	Concentración gaseosa g/m^3	Carga $\text{g/m}^3/\text{h}$
0.34	26	0.188	19.103
0.51	26	0.283	28.690
0.67	26	0.371	37.692
1.17	26	0.648	65.820
1.67	26	0.926	93.948
2.5	26	1.386	140.641
3.4	26	1.885	191.271
5.1	26	2.827	286.907

Tabla 4.3 Condiciones en las que se realizaron los experimentos.

Estos experimentos se realizaron a los 60 días y a los 90 días de operación, obteniéndose resultados similares. Teniendo como base las condiciones normales

de operación del biofiltro ($C_g=0.7 \text{ g/m}^3$ y flujo=26 l/min), se aumentó o disminuyó la alimentación de tolueno líquido, según el caso y se esperó hasta que se alcanzará una concentración a la salida constante (aproximadamente 4 h.).

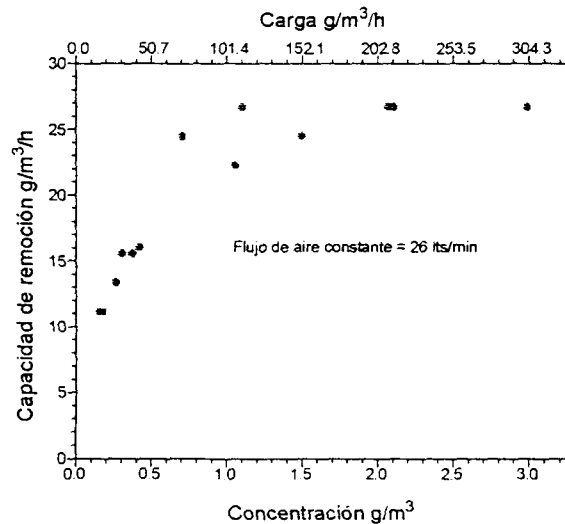


Figura 4.1.15 Comportamiento de la capacidad de remoción del biofiltro ante diferentes concentraciones de tolueno.

Como se observa en la figura 4.1.15, existe un aumento de la capacidad de remoción del biofiltro conforme aumenta la concentración, hasta llegar a un punto donde la capacidad de remoción llega a un valor máximo que no fue rebasado, a pesar de seguir aumentando la concentración de tolueno. La máxima capacidad de remoción fue aproximadamente $27 \text{ g/m}^3/\text{h}$ y la concentración crítica fue de aproximadamente 0.7 g/m^3 .

Esto fue explicado en el trabajo de Ottengraf (1983) de acuerdo a la suposición de que existen dos regímenes de operación en el biofiltro. Por debajo de la concentración crítica existe una limitación por difusión donde el espesor total de la biopelícula no es completamente penetrada, conforme la concentración aumenta, la profundidad de penetración del tolueno en el biofiltro es mayor hasta que la biopelícula es completamente penetrada, de manera que aunque se aumente la concentración, la capacidad de la biopelícula llega a su máximo valor y no puede rebasarse. En este caso la operación del biofiltro estará bajo el régimen de limitación por reacción. Esta hipótesis será analizada con mayor profundidad en la sección 4.2.

En la figura 4.1.15, también se presenta la carga de tolueno alimentada al biofiltro, y se observa que para un valor de aproximadamente 120 g/m³/h, el biofiltro alcanza su máxima capacidad de remoción y a partir de este punto la capacidad de remoción es constante.

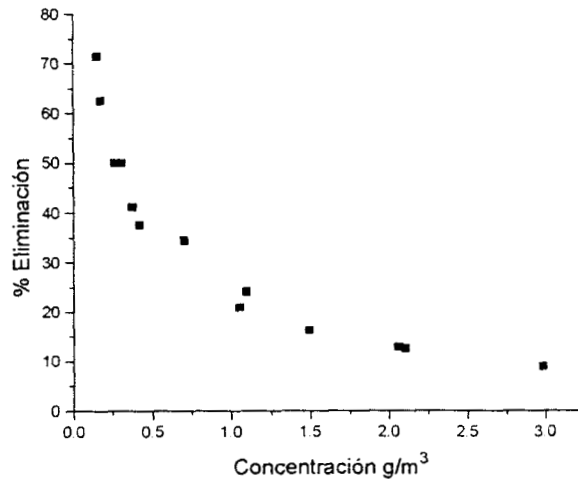


Figura 4.1.16 Eficiencia de remoción con respecto a la concentración de tolueno.

En la Figura 4.1.16 se observa el comportamiento de la eficiencia de remoción con respecto a la concentración de tolueno. La eficiencia de eliminación fue mayor para concentraciones de tolueno bajas, alcanzándose hasta un 71% de eficiencia para una concentración de 0.15 g/m³ o 52 ppmV. En algunos trabajos reportados en la literatura, por ejemplo, Ergas et al 1993 obtuvieron eficiencias de eliminación superiores al 90% para concentraciones de tolueno inferiores a 50ppmV.

Flujo tolueno líquido ml/h	Flujo de aire l/min	Concentración gas g/m ³	Carga g/m ³ h
1.17	12 – 78	1.40 - 0.21	65.82

Tabla 4.4 Experimentos a flujo de aire variable

4.1.5.2 Carga constante. La forma de estudiar la influencia de las velocidades de gas y por ende de los tiempos de residencia, es manteniendo el mismo flujo de alimentación de tolueno, variando el flujo de aire que se introduce al

biofiltro. La alimentación de tolueno se mantuvo constante a 1.17 ml/h y el flujo de aire se varió desde 12 - 78 l/min (tabla 4.4), de acuerdo a estos flujos los tiempos de residencia estuvieron entre 76.96 y 11.84 seg.

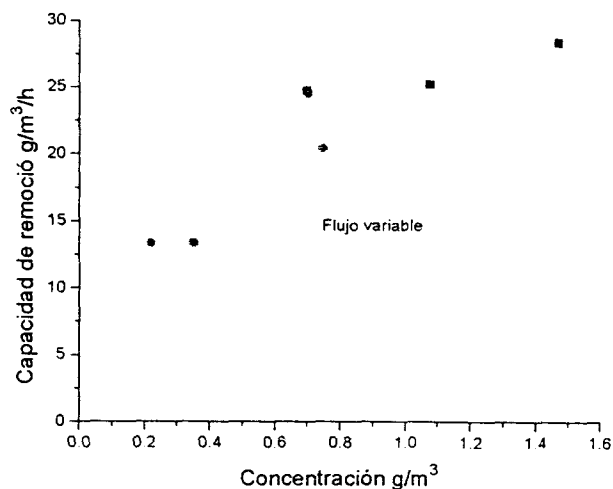


Figura 4.1.17 Capacidad de remoción con respecto a la concentración de tolueno .

La Figura 4.1.17 muestra el comportamiento de la capacidad de remoción del biofiltro para diferentes concentraciones de tolueno, obtenidas de la manera descrita anteriormente. Como se observa, la capacidad de remoción aumenta conforme la concentración se incrementa.

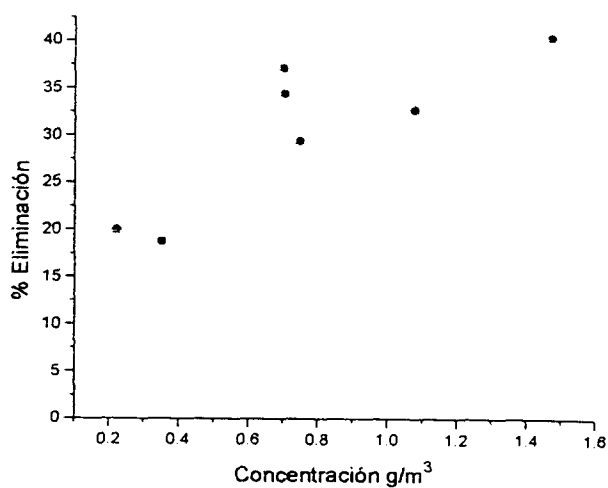


Figura 4.1.18 Eficiencia de eliminación con respecto a la concentración

En estos experimentos se procuró que la carga de tolueno fuera constante, y determinar la influencia del flujo sobre la capacidad de remoción. La Figura 4.1.18 muestra la eficiencia de eliminación con respecto a la concentración de entrada.

En la figura 4.1.19 se muestran los resultados de los experimentos variando la concentración de las dos formas que se explicaron anteriormente. Se puede observar que todos los puntos siguen una misma tendencia, si bien los experimentos a flujo variable se realizaron en un rango de concentraciones menores, todos los puntos caen dentro de una zona y siguen el mismo comportamiento.

El comportamiento de todas estas gráficas será analizado con mayor profundidad en la sección donde se presentan los resultados y análisis del modelo.

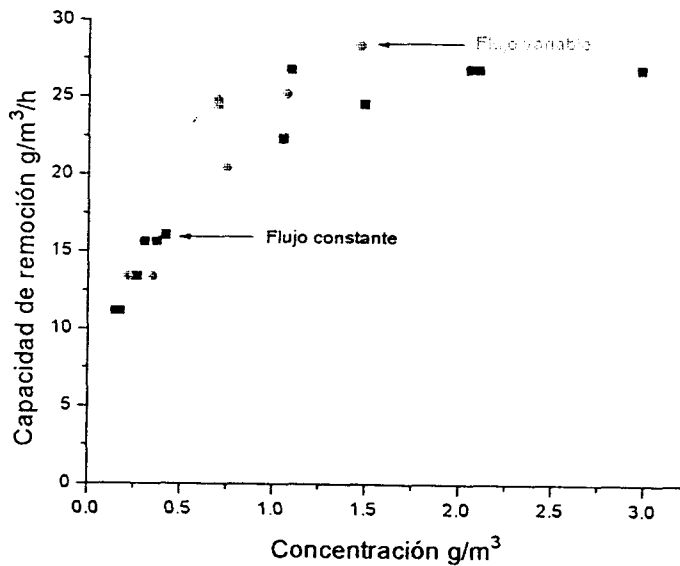
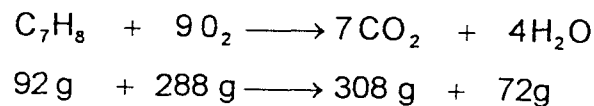


Figura 4.1.19 Comportamiento global de la capacidad de remoción del biofiltro frente a las concentraciones de alimentación a flujo constante y a flujo variable.

4.1.6 Balance de carbono. La ecuación que representa la oxidación completa del tolueno es la siguiente:

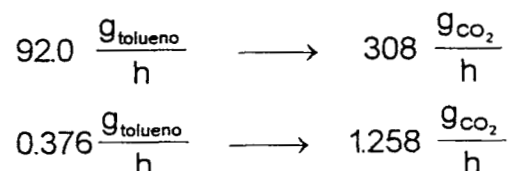


Esta reacción será llevada a cabo por microorganismos, en ésta ecuación no se incluye la producción de biomasa.

De acuerdo a la cantidad de tolueno alimentado y al porcentaje de eliminación (34.46%) se puede establecer de forma teórica la cantidad de dióxido de carbono por unidad de tiempo:

$$0.7 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} * \% \text{Remoción} * \frac{1\text{m}^3}{1000\text{l}} * 26 \frac{\text{l}}{\text{min}} * \frac{60\text{min}}{1\text{h}} = 0.3766 \frac{\text{g}}{\text{h}}$$

Para esa cantidad de tolueno degradado, la cantidad de dióxido de carbono producido por unidad de tiempo es:



La cantidad de dióxido de carbono registrada por el analizador es de 0.02% de acuerdo a esto, se estarían produciendo:

$$\frac{0.02\%}{100} * \frac{P}{RT} * \text{Flujo} \frac{\text{l}}{\text{min}} * \frac{60\text{min}}{1\text{h}} * \text{Peso molecular de CO}_2$$

De acuerdo a la ecuación anterior considerando una presión de 0.768 atm de la Ciudad de México y un temperatura de 25 °C. La cantidad de CO₂ detectada en el analizador es de 0.4313 g/h, este valor es menor comparado con 1.258 g/h predicho por la relación estequiométrica y la cantidad de tolueno degradado. La cantidad detectada es 3 veces menor que la esperada, dando una diferencia de 0.8267 g/h de dióxido de carbono. Vale la pena mencionar que el rango de operación del analizador infrarrojo es de 0-1% y la cantidad de dióxido de carbono detectada se encuentra dentro del rango de error (1% sobre la escala total) del sistema. De esta manera, la medida no puede ser confiable cuantitativamente. Otra posibilidad es que el dióxido de carbono producido se encuentre disuelto en la biopelícula, en forma de carbonatos, sin embargo esto generaría una acidificación en el medio, situación que no fue observada al determinar el pH final de la turba.

A partir de los resultados mostrados en esta sección podemos observar que el comportamiento y los valores encontrados con este sistema experimental se encuentran dentro del rango reportado en la literatura por diferentes autores como Ottengraf et al (1983) y Baltzis (1994). La capacidad de eliminación ante diferentes cargas se incrementa conforme lo hace la concentración de tolueno hasta alcanzar una máxima capacidad de eliminación. Este comportamiento ha sido asociado a la teoría de la biopelícula desarrollada por Ottengraf (1983) y los regímenes de limitación por difusión y reacción. Esto será analizado con más detalle en la siguiente sección. Se recomienda reducir el rango de medición del analizador infrarrojo para poder medir confiablemente y realizar con mayor certeza los balances de carbono.

4.2 Modelo

4.2.1 Análisis de parámetros. En base a la revisión realizada sobre los valores de los parámetros involucrados en el modelo (sección 3.2.4), se presenta la tabla 4.2.1 donde se encuentran los rangos de los valores reportados en la literatura.

Parámetro	Rango de valores
μ_{\max} (1/día)	0.6-9.9
K_s (g/m ³)	0.03-17.4
δ (μm)	40-100
X (g/m ³)	22,000-220,000
Y (g _{celulas} /g _{tol})	0.708-1.0
D' (m ² /día)	1.73×10^{-5} - 1.1×10^{-4}
m	0.27

Tabla 4.2.1 Rangos de valores de los parámetros

Como se puede observar existen parámetros cuyos valores están bien definidos como el coeficiente de rendimiento y el coeficiente de distribución, sin embargo los demás parámetros difieren en más de un orden de magnitud. Por lo que es necesario realizar un análisis acerca del efecto que tienen estos parámetros en el comportamiento del biofiltro.

La mayoría de los parámetros se encuentran agrupados en el módulo de Thiele al cuadrado ϕ^2 definido por la ecuación 3.29. Los valores de ϕ^2 usados implícitamente en los trabajos de Arvin y Arcageli (1992) y Baltzis (1993) pueden observarse en la tabla 4.2.2:

	Arvin	Arvin	Arvin	Baltzis
δ (m)	2.10E-04	1.02E-04	2.50E-04	1.00E-04
μ_{\max} (1/día)	1.54	2.33	0.44	36
X (g/m ³)	18095	29079	16600	100000
Y (g _{cel} /g _{tol})	1	1	1	0.708
K_s (g/m ³)	0.03	0.08	0.11	11.03
D' (m ² /día)	1.1E-04	1.1E-04	9.4E-05	1.73E-05
ϕ^2	372.395	80.104	44.1489	265.06

Tabla 4.2.2 Valores de módulos de Thiele al cuadrado

Con base en lo anterior se analizó ϕ^2 en un rango de 50-200, fijando diferentes combinaciones de los parámetros, dentro de los rangos acotados, para un determinado valor del ϕ^2 . Seleccionando aquellos valores donde la densidad de la biopelícula se encontrara entre 22,000 y 220,000 g/m^3 . La difusividad efectiva fue fijada a $1.1 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{día}$, el coeficiente de rendimiento usado fue de 1.0 $\text{g}_{\text{células}}/\text{g}_{\text{tolueno}}$, los valores de K_s y de μ_{max} se variaron en los rangos establecidos y se probaron dos espesores de biopelículas 100 y 40 μm . El área específica fue usada como parámetro de ajuste. Una vez que se seleccionaron los juegos de parámetros, se trató de reproducir el comportamiento de la máxima capacidad de remoción, obtenido mediante la experimentación.

ϕ^2	$X\mu_{\text{max}}/Y$ $\text{g}/\text{m}^3/\text{día}$	K_s g/m^3	δ μm	As m^2/m^3
50	27,500	0.05	100	180
50	171,875	0.05	40	70
50	55,000	0.1	100	90
50	343,750	0.1	40	36
100	55,000	0.05	100	90
100	343,750	0.05	40	36
150	82,500	0.05	100	60
150	510,562.5	0.05	40	24
200	110,000	0.05	100	45
200	687,500	0.05	40	18

Tabla 4.2.3 Valores que reproducen los resultados experimentales.

De esta manera, la tabla 4.2.3 presenta los valores ensayados y las áreas específicas que ajustaron, dentro de una zona aceptable, los datos experimentales. Se reportan los valores donde las áreas específicas caen dentro de 20-180 m^2/m^3 y se agruparon la densidad de biopelícula, la tasa específica de crecimiento y el coeficiente de rendimiento, en el producto $X\mu_{\text{max}}/Y$, ya que existen diferentes combinaciones de estos parámetros para un mismo valor de este producto que representa la tasa local de consumo de tolueno.

Se analizaron dos espesores de biopelícula 100 y 40 μm , se observó que existe una relación de 2.5 entre las áreas específicas, para un mismo valor del

módulo de Thiele al cuadrado y una relación de 6.25 (2.5^2) con la tasa de consumo local. Esto puede explicarse, en base al hecho de que para un mismo ϕ^2 , al disminuir el espesor de la biopelícula, la tasa de consumo local del sustrato aumenta, debido a que se incrementa la densidad o la actividad de la población microbiana. Al aumentar la tasa de consumo local, es necesario tener una A_s menor para alcanzar la máxima capacidad de remoción. Al pasar de un ϕ^2 a otro, por ejemplo de 50 a 100, con el mismo espesor de biopelícula, se observa que la tasa de consumo local es del doble y por tanto el valor del área específica para reproducir el comportamiento de la máxima capacidad de remoción es de la mitad.

La figura 4.2.1 muestra la gráfica del perfil de concentración en el biofiltro y la zona, en la cual los parámetros reportados en la tabla anterior logran reproducirlos.

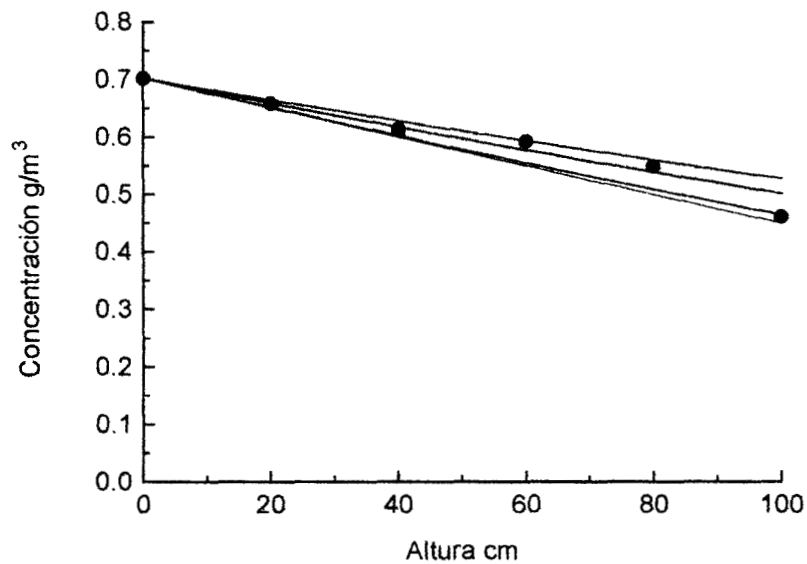


Figura 4.2.1 Perfiles de concentración para diferentes valores de ϕ^2
 — 200, — 150, — 100, — 50

La figura 4.2.2 presenta la gráfica del comportamiento del biofiltro ante diferentes concentraciones de tolueno en la fase gaseosa.

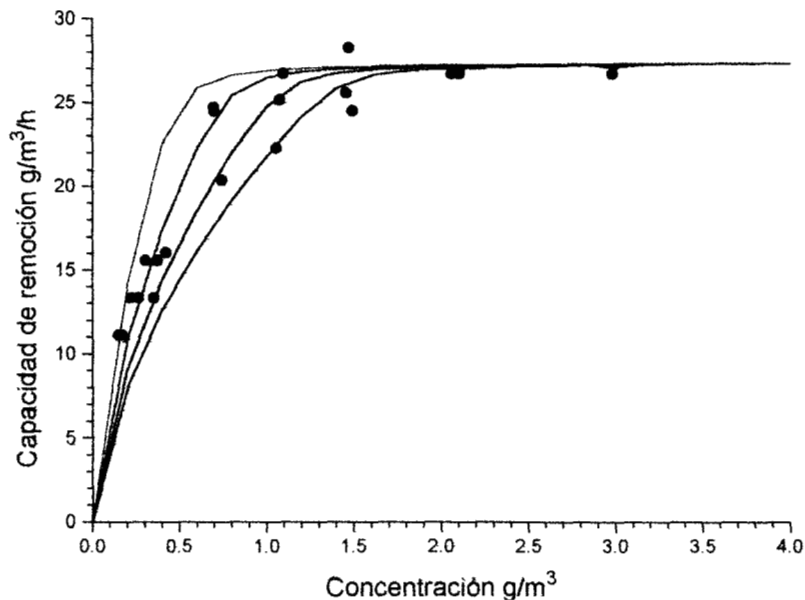


Figura 4.2.2. Comportamiento de la capacidad de remoción con respecto a la concentración de la fase gaseosa a diferentes valores de ϕ^2 — 200, — 150, — 100, — 50.

4.2.2 Reproducción datos experimentales:

4.2.2.1 Carga variable. Como se pudo observar, la determinación de los parámetros es muy importante. Sin embargo, con el fin de analizar los resultados experimentales obtenidos y de comprender los fenómenos que ocurren en el biofiltro, se escogieron los valores correspondientes a $\phi^2 = 100$, esta selección se hizo en base a un análisis de desviación por mínimos cuadrados (tabla 4.2.4). Este conjunto de parámetros permitirá hacer el análisis de los perfiles y fenómenos de ocurren en la biopelícula.

	$\phi^2=50$	$\phi^2=100$	$\phi^2=150$	$\phi^2=200$
$\sum_{i=1}^n \frac{(C.R_{cal} - C.R_{exp})^2}{n}$	12.44	3.55	5.42	11.86

Tabla 4.2.4 Desviación del modelo con datos experimentales

Los valores seleccionados son los siguientes:

ϕ^2	$X_{\mu_{max}}/Y$	K_s	δ	A_s
100	55,000	0.05	100	90

Tabla 4.2.5 Parámetros utilizados

El comportamiento de la capacidad de remoción y de la eficiencia de eliminación con respecto a la concentración para un $\phi^2 = 100$ se presenta en la figura 4.2.3. En este caso, se reproducen los experimentos de flujo de aire constante, el tiempo de residencia del flujo de aire en el lecho es de 35.48 seg.

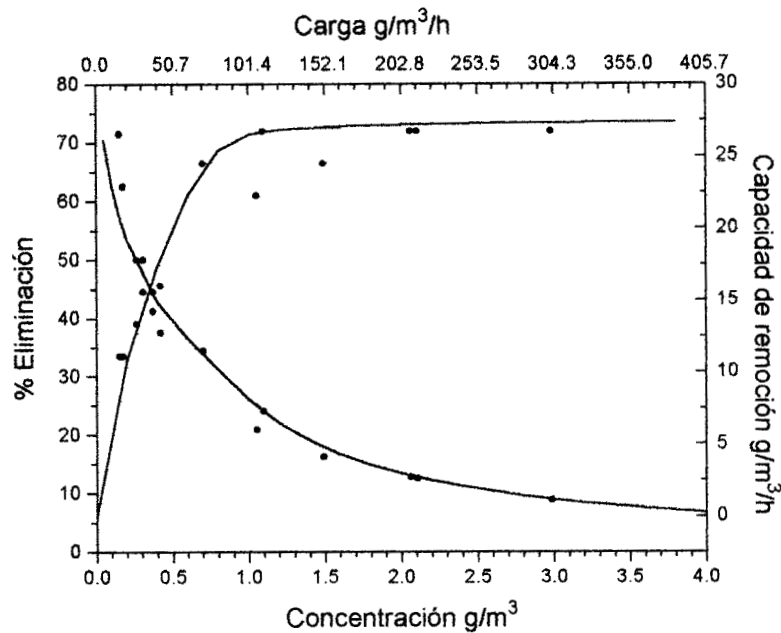


Figura 4.2.3 Capacidad de remoción y eficiencia de eliminación con respecto a la concentración, la línea roja representa los resultados del modelo.

El modelo predice que a altas concentraciones y por ende a cargas de tolueno altas, la capacidad de remoción alcanza un valor constante, este comportamiento concuerda con los datos experimentales. De acuerdo, al valor de K_s que reproduce los datos experimentales 0.05 g/m^3 se puede pensar que el orden de la reacción es cero, ya que este valor es muy pequeño comparándolo con los valores de la concentración de tolueno en fase líquida.

En la figura 4.2.3 también se muestra la eficiencia de eliminación de tolueno en el biofiltro con respecto a la concentración de entrada. Para concentraciones altas de tolueno, la eficiencia de eliminación tiende hacia un valor constante, esto puede ser explicado por el hecho de que al aumentar la concentración, se entra al

régimen de operación de limitación por reacción, donde la capacidad de remoción del biofiltro llega a un valor máximo constante. De esta manera, al aumentar la concentración, la cantidad de tolueno removida estará determinada por la máxima capacidad de remoción y lo demás saldrá en el efluente gaseoso del biofiltro, en esta zona el sistema deja de ser eficiente.

Para bajas concentraciones de tolueno, la eficiencia de eliminación es alta, esto se debe a que, la cantidad de tolueno introducida al sistema es pequeña, bajo esta situación, no se alcanza la máxima capacidad de remoción del biofiltro y por tanto el tolueno es eliminado en una gran parte. Sin embargo, como la cantidad de tolueno es muy baja, la diferencia de concentraciones es muy pequeña, lo que ocasiona que la capacidad de remoción también lo sea.

Vale la pena mencionar que la eficiencia de eliminación puede mejorar si se aumenta el volumen del biofiltro. De esta manera, una vez caracterizando el biofiltro se puede determinar el volumen necesario para tener porcentajes de eliminación altos.

4.2.2.2 Perfiles de concentración. Los perfiles de concentración fueron determinados experimentalmente midiendo la concentración de tolueno en los diferentes niveles, entrada y cada 20 cm a lo largo del biofiltro. Los resultados se muestran en la figura 4.2.4

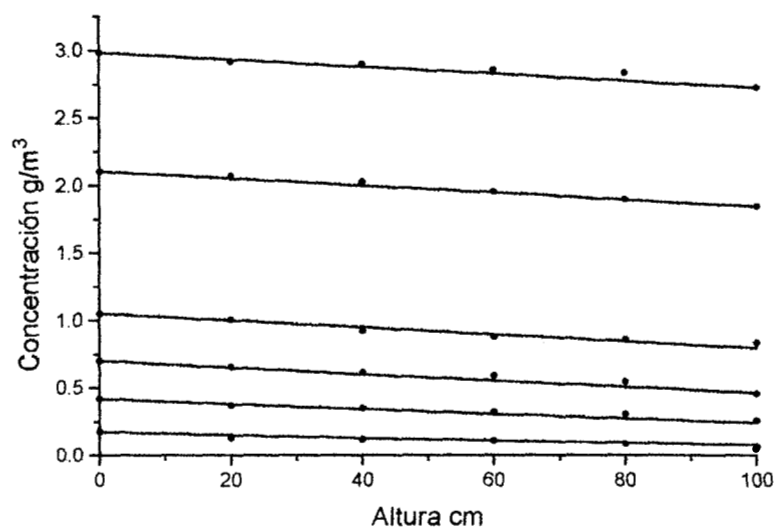


Figura 4.2.4 Perfiles de concentración en el biofiltro para diferentes concentraciones de entrada.

Como se pudo observar en la figura anterior, los perfiles de concentración son prácticamente lineales y sólo para los perfiles obtenidos a concentraciones bajas, se observa una ligera desviación, pero ésto será analizado en la sección 4.2.3.

De esto se puede concluir que se sigue una cinética de orden cero con respecto a la concentración de tolueno.

4.2.2.3 Carga constante. A continuación se presentan los resultados obtenidos en los experimentos al variar la concentración de entrada, variando el flujo de aire del biofiltro.

Como se puede observar en la figura 4.2.5 el comportamiento de la capacidad de remoción con respecto a la concentración de entrada, variando el flujo de aire es reproducido adecuadamente por el modelo.

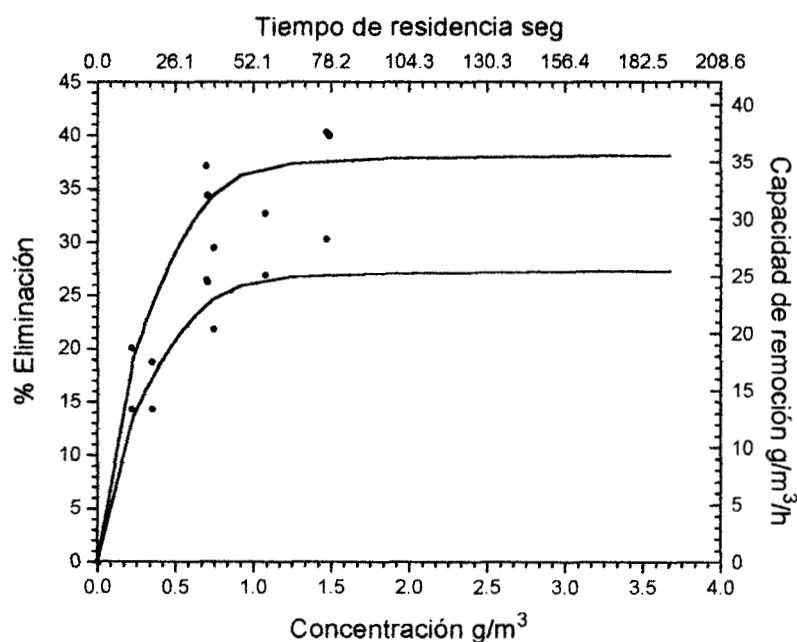


Figura 4.2.5 Capacidad de remoción contra concentración para una carga constante de 71g/m³/h

En estos experimentos al aumentar el flujo de aire, la concentración de tolueno a la entrada del biofiltro disminuye, ya que la alimentación de tolueno líquido es constante a 1.17 ml/h. Bajo estas condiciones la carga es constante.

Haciendo un análisis sobre la capacidad de remoción tenemos que está representada por:

$$\text{Capacidad de remoción} = \frac{\text{Flujo}}{\text{Volumen}_{\text{lecho}}} Cg_{\text{entrada}} - \frac{\text{Flujo}}{\text{Volumen}_{\text{lecho}}} Cg_{\text{salida}}$$

El primer término de esta ecuación representa la carga alimentada al biofiltro, esta cantidad es constante para los experimentos discutidos en esta sección. Cuando el flujo es bajo, la concentración es alta y el tiempo de residencia del gas en el biofiltro puede ser suficiente para alcanzar remociones altas; el segundo término llega a ser pequeño, hasta llegar un momento en que no tiene efecto y la capacidad de remoción alcanza un valor máximo constante. Cuando los flujos son altos, la concentración es baja y el tiempo de residencia no es suficiente para permitir una remoción alta de tolueno, en este caso la contribución del segundo término de la ecuación anterior, repercutiría en una capacidad de eliminación baja.

Por otro lado, haciendo un análisis sobre la ecuación del balance de masa sobre la fase gaseosa:

$$\frac{dC_g}{dh} = -\frac{N}{U_g} A_s$$

A velocidades de gas (U_g) altas, las concentraciones gaseosas del contaminante y los tiempos de residencia son bajos, por tanto de acuerdo a la ecuación anterior, los gradientes de concentración son pequeños y tanto la eficiencia de eliminación como la capacidad de remoción tienen dependencia con la velocidad de gas. Cuando U_g es baja, las concentraciones y los tiempos de residencia son altos, por lo tanto los gradientes de concentración son altos lo que repercute en capacidades de remoción y eficiencias de eliminación mayores, hasta que se llega a eficiencias y capacidades de remoción constantes.

4.2.3 Análisis de la macrocinética. Una vez que se observó que el comportamiento del biofiltro fue reproducido adecuadamente, se pudo realizar un análisis sobre los fenómenos que ocurren en la biopelícula y cómo afectan éstos a los perfiles de concentración en el biofiltro.

En la figura 4.2.6 se presentan los perfiles de concentración en el biofiltro para concentraciones de la fase gaseosa entre 0.2 y 4.0 g/m³.

Como se puede observar en esta figura los perfiles son lineales y sólo para concentraciones bajas se presenta un encorvamiento de los perfiles, cuya forma es la normalmente esperada cuando existe limitación por difusión.

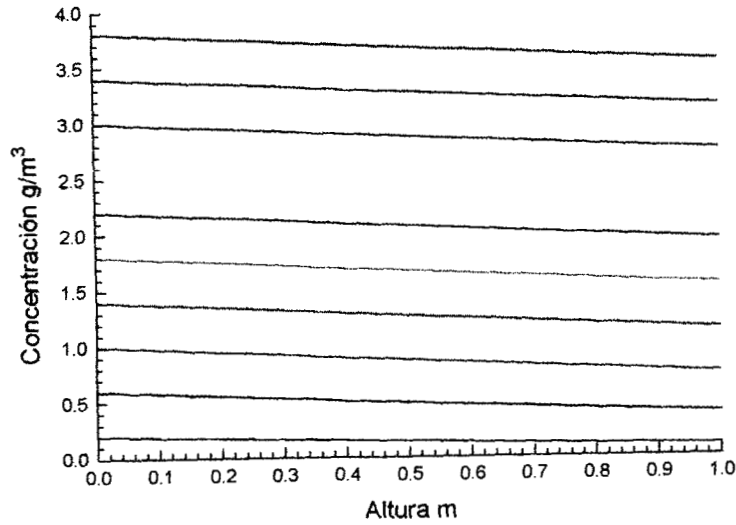


Figura 4.2.6 Perfiles de concentración en el biofiltro

En las figuras 4.2.7 y 4.2.8 se observan los perfiles, predichos por el modelo, a lo largo del biofiltro, para concentraciones bajas.

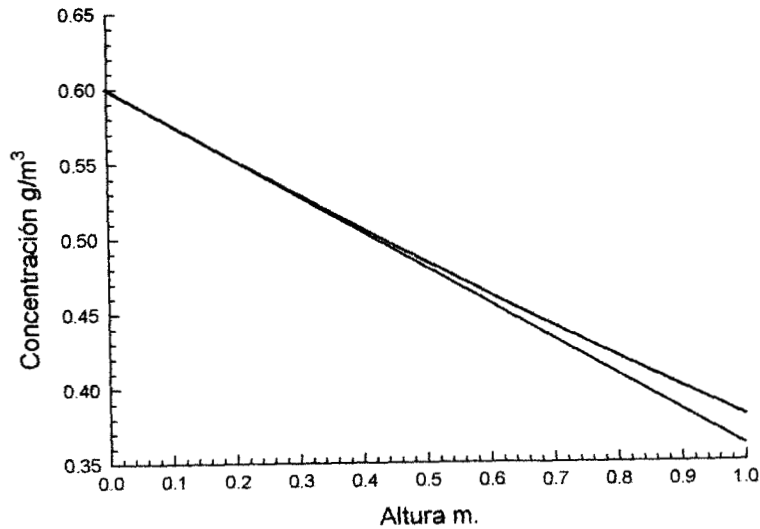


Figura 4.2.7 Perfil en el biofiltro $C_g=0.6 \text{ g/m}^3$. Línea negra representa el perfil sin limitación y la línea roja perfil incluyendo la limitación.

En la figura 4.2.7 se observa el perfil en el biofiltro para una concentración de 0.6 g/m^3 , la línea negra representa el perfil, en el caso de que no existiera ningún tipo de limitación y por lo tanto la capacidad de remoción del biofiltro alcanzara su máximo valor. Como se observa, existe un encorvamiento de la línea roja que representa los resultados del modelo. La diferencia entre estas dos líneas representa, el aumento en la concentración a la salida del biofiltro, lo cual repercute en una disminución de la capacidad de remoción del biofiltro en comparación a la máxima capacidad de remoción. Para esta concentración, el biofiltro se encuentra en una zona de transición de regímenes, donde una parte del biofiltro se encuentra operando bajo limitación por reacción.

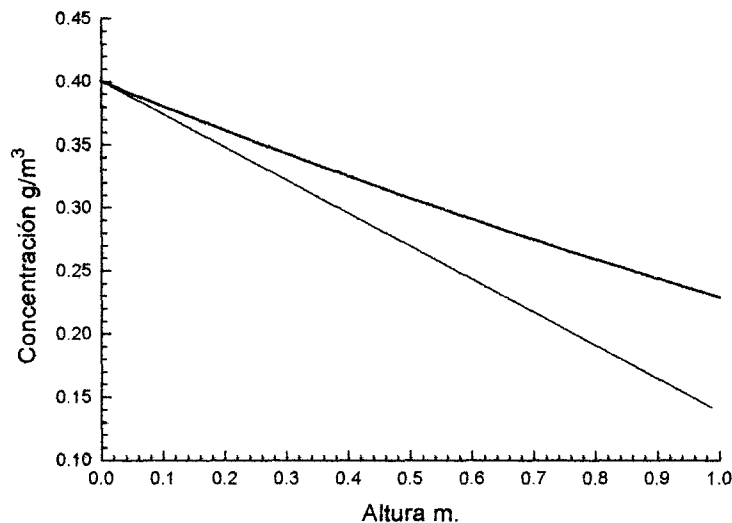


Figura 4.2.8 Perfil en el biofiltro. $C_g = 0.4 \text{ g/m}^3$. Línea negra representa el perfil sin limitación y la línea roja perfil incluyendo la limitación.

En la figura 4.2.8 se representa el perfil de concentración en el biofiltro para una concentración de 0.4 g/m^3 . Como se puede observar, en este caso también se presenta un encorvamiento en el perfil. La zona donde se sobreponen las líneas es mucho menor, lo cual indica que en estas condiciones el biofiltro opera bajo el régimen de limitación por difusión. La diferencia de concentraciones, entre las líneas, es mayor y por lo tanto, la capacidad de remoción para esta concentración será menor que la máxima capacidad de remoción del biofiltro.

4.2.4 Análisis microcinética. Una vez analizados los perfiles de concentración a lo largo del biofiltro, vale la pena hacer un análisis acerca de las predicciones del modelo sobre los perfiles de concentración en la biopelícula. Este comportamiento será analizado para diferentes concentraciones y en los diferentes niveles del biofiltro, sobre todo las concentraciones bajas donde el espesor pasa de ser completamente a parcialmente penetrado.

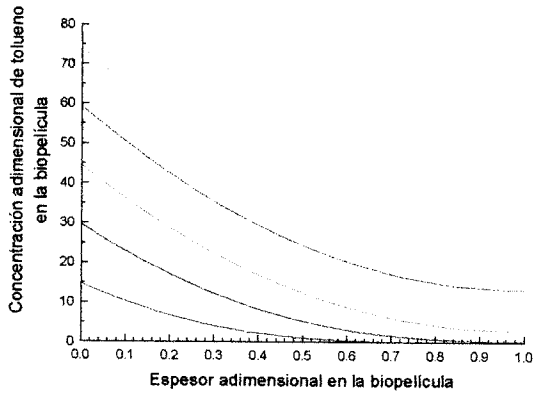
Las figuras 4.2.9 (a-f) muestran los perfiles de concentración en la biopelícula a diferentes alturas en el biofiltro, para concentraciones de entrada entre 0.2 - 1 g/m³.

En las figuras se presenta los perfiles de concentración adimensional de tolueno, es decir, la concentración de tolueno en la fase líquida adimensionado con respecto al valor de la constante de saturación. La distancia en la biopelícula también se encuentra adimensionada, es decir, que se presenta la distancia dentro de la biopelícula con respecto al espesor total de la misma.

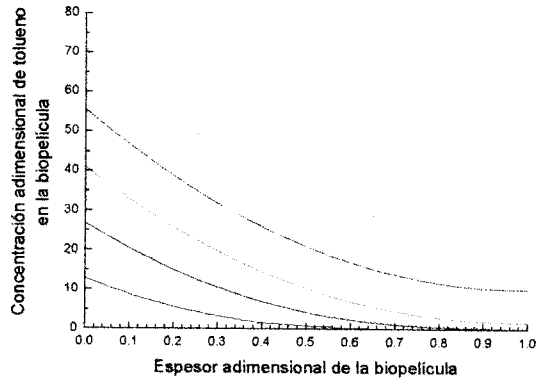
Con base en los perfiles anteriores, en la tabla 4.2.6 se muestra un análisis sobre los espesores de biopelícula penetrados, para las concentraciones de 0.2, 0.4 y 0.6, ya que para concentraciones mayores el espesor de la biopelícula es completamente penetrado.

Concentración g/m ³	Espesor activo Entrada	Espesor activo 20 cm	Espesor activo 40 cm	Espesor activo 60 cm	Espesor activo 80 cm	Espesor activo Salida
0.6	100%	100%	100%	100%	100%	92%
0.4	92%	88%	84%	80%	76%	72%
0.2	64%	60%	58%	56%	52%	48%

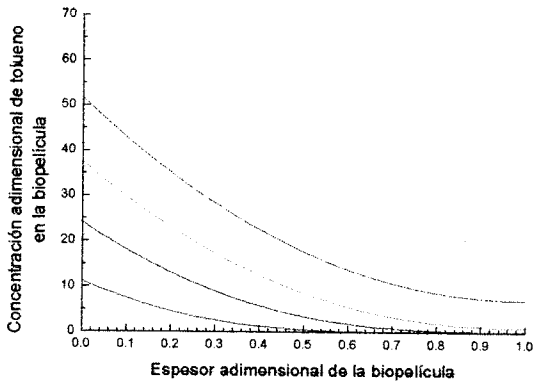
Tabla 4.2.6 Espesores activos



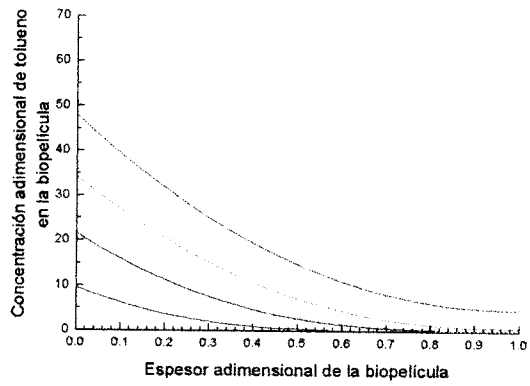
(a) Entrada del biofiltro.



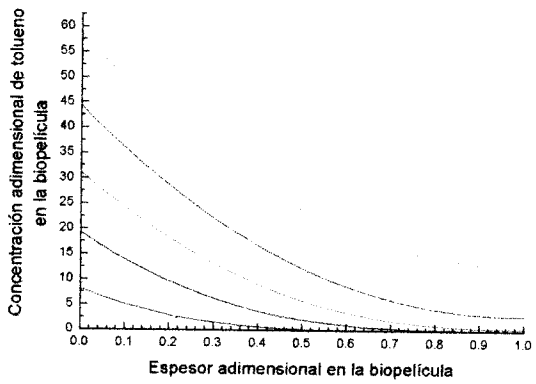
(b) 20 cm de altura.



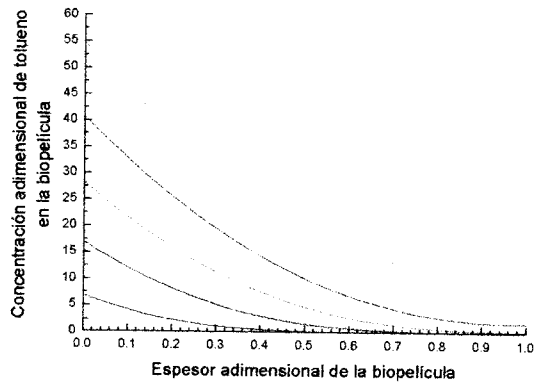
(c) 40 cm de altura.



(d) 60 cm de altura.



(e) 80 cm de altura.



(f) salida del biofiltro .

Figura 4.2.9 Perfiles de concentración en la biopelícula para concentraciones — 0.2 , — 0.4, — 0.6, — 0.8, — 1.0 g/m³

En la concentración de 0.6 g/m^3 , existe un cambio, es decir pasa de completamente a parcialmente penetrado.

Al observar los perfiles de concentración en la biopelícula, se puede notar que éstos son paralelos para concentraciones altas, bajo esta situación el flux de tolueno hacia la biopelícula es prácticamente constante. Para bajas concentraciones, los perfiles no son paralelos y por tanto el flux de sustrato hacia la biopelícula disminuye, esta situación provoca que el espesor de la biopelícula no sea completamente penetrado. Este comportamiento comprueba la hipótesis de limitación por reacción y limitación por difusión planteadas por Ottengraf (1983), que fueron retomadas en este trabajo.

4.2.5 Sensibilidad paramétrica. En esta sección se presentan los resultados de los estudios de sensibilidad con los parámetros involucrados en el modelo. Los valores tomados se presentaron en la tabla 4.2.5

4.2.5.1 Tasa local de consumo de tolueno. La figura 4.2.10 muestra las líneas resultantes de variar la tasa local de consumo de tolueno a un valor de $110,000 \text{ g/m}^3/\text{día}$ y $27,500 \text{ g/m}^3/\text{día}$, que corresponde al doble y a la mitad del valor tomado como base $55,000 \text{ g/m}^3/\text{día}$.

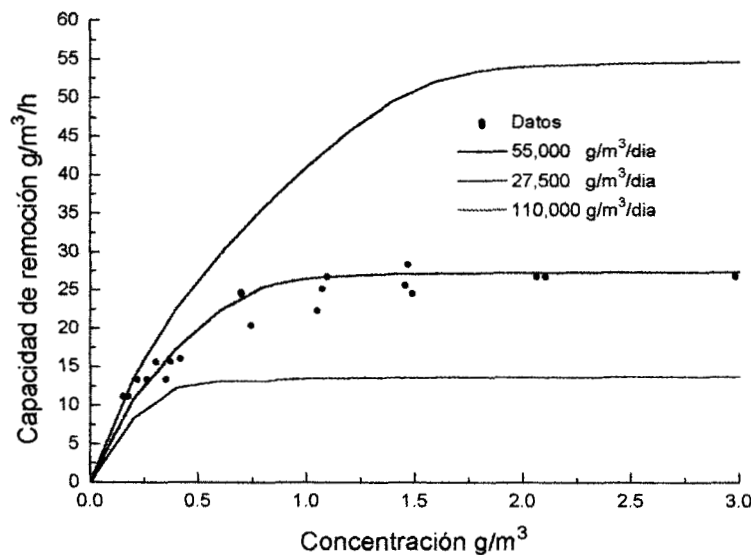


Figura 4.2.10 Efecto de la tasa local de consumo sobre la capacidad de remoción

El efecto de este parámetro es el de aumentar o disminuir la capacidad de remoción. Esto se debe a que al tener un valor de $X\mu_{\max}/Y$ mayor se tiene o bien una mayor cantidad de población microbiana (X mayor) o ésta tiene una actividad mayor (μ_{\max}) repercutiendo en una capacidad de remoción, más grande. Al mantenerse el espesor de la biopelícula constante y la población es más activa, la zona de limitación por difusión es más extensa, ya que la velocidad de reacción será muy rápida y por tanto el espesor de penetración en la biopelícula es menor. Todo lo contrario sucedería al disminuir la tasa local de consumo de tolueno. Para modificar experimentalmente la tasa local de consumo de tolueno, se tendría o bien que alterar la cantidad de microorganismos presentes en el biofiltro, o manteniendo el mismo número pero que los microorganismos tuvieran una mayor actividad. Estos aspectos involucrarían modificaciones a nivel experimental aumentando el inóculo, la cantidad de nutrientes o por otro lado cambiar la población microbiana por otra más activa.

3.2.5.2 Espesor de la biopelícula. El valor del espesor de la biopelícula tomando como base es de $100\ \mu\text{m}$, y se hace el análisis para los valores de $50\ \mu\text{m}$ y $200\ \mu\text{m}$. El efecto de esta variación se observa en la figura 3.2.11.

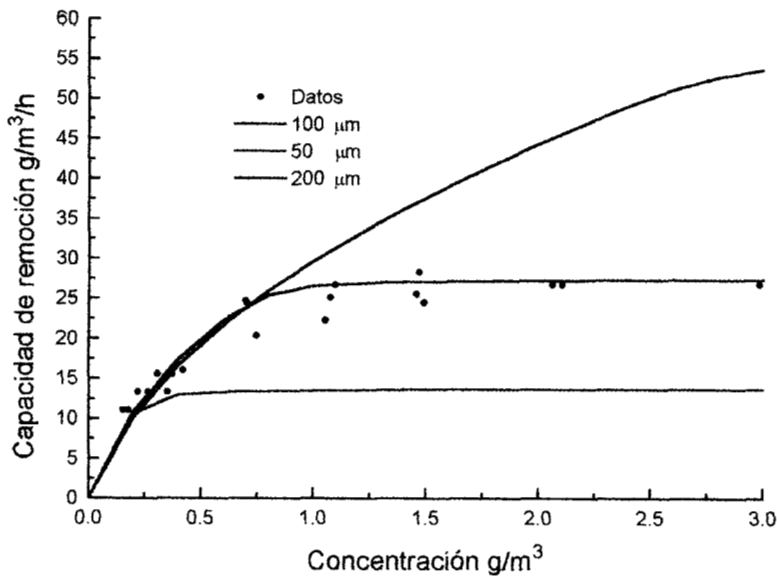


Figura 4.2.11 Efecto del espesor de la biopelícula sobre la capacidad de remoción del biofiltro

En el caso de un espesor de $200\ \mu\text{m}$ puede observarse que al aumentar la concentración la capacidad de remoción aumenta y parece que se estabiliza a un

valor de $50 \text{ g/m}^3/\text{h}$, esto se debe a que la concentración necesaria para que el espesor de la biopelícula sea penetrado en su totalidad, es muy alta, por lo mismo la zona de limitación por difusión, es muy grande.

Para un espesor de biopelícula de $50\mu\text{m}$ la zona de limitación por difusión es menor, ya que la concentración a la cual se logra que el espesor de la biopelícula sea completamente penetrado, es menor; la máxima capacidad de remoción, en este caso, es la mitad del valor tomado como referencia. Se puede observar que existe una relación directa entre el espesor de la biopelícula y la capacidad de remoción.

En realidad este es un parámetro que ha sido ajustado en los modelos matemáticos, hasta la fecha no existen reportes acerca de la medición del espesor de la biopelícula, para incrementar o disminuir su tamaño de manera experimental podría hacerse de dos maneras, aumentando simultáneamente la cantidad de agua, nutrientes y población microbiana. Sin embargo los mecanismos de fijación de los microorganismos al soporte y la forma en que se desarrolla la biopelícula deben ser cuidadosamente estudiados.

4.2.5.3 Difusividad efectiva. La figura 4. 2.12 muestra los resultados obtenidos de cambiar el coeficiente de difusividad efectiva a $2.25 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{día}$ y $1.1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{día}$. En ambos casos, la máxima capacidad de remoción alcanzada es $27 \text{ g/m}^3/\text{h}$, es decir que sólo se modifica la zona donde existe limitación por difusión. Cuando el valor de la difusividad se reduce a la mitad, la concentración a la que se cambia de régimen de operación, es mayor, esto se debe a que al disminuir el valor de este parámetro, el suministro de sustrato dentro de la biopelícula es lento y por tanto éste es el fenómeno dominante. En este caso la actividad de la población microbiana es la misma, así como el espesor de la biopelícula.

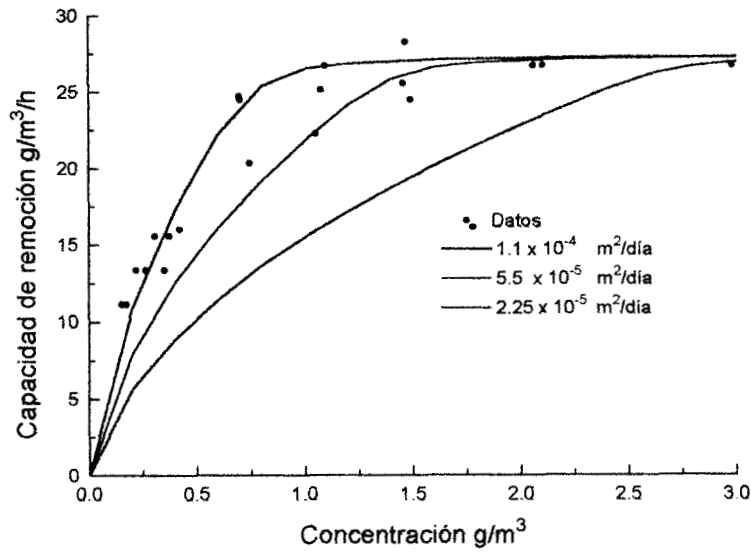


Figura 4.2.12 Efecto de la difusividad efectiva

4.2.5.4 Constante de Saturación. El comportamiento de las curvas es muy poco sensible al valor de la constante de saturación, esto puede observarse en la figura 4.2.13, donde a pesar de que su valor se aumentó al doble 0.1 g/m^3 y al cuádruple 0.2 g/m^3 , no se tuvo un efecto significativo sobre su comportamiento global.

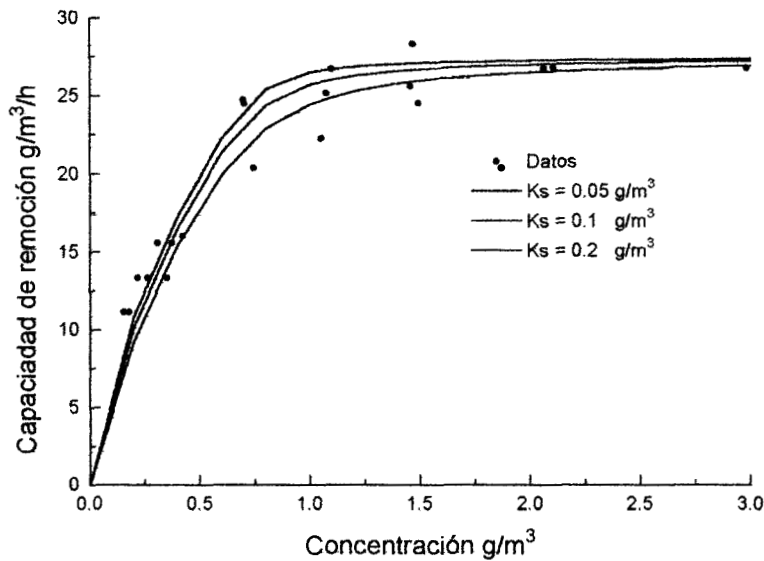


Figura 4.2.13 Efecto de K_s en la capacidad de remoción del biofiltro

El efecto de este parámetro, se puede observar de una manera clara, si se analiza su contribución en el término de reacción de la ecuación de la microcinética:

$$\frac{X\mu_{\max}}{Y} \frac{C_l}{K_s + C_l}$$

Esto puede observarse en la figura 4.2.14. Al aumentar el valor de la constante de saturación, disminuye la tasa de consumo de tolueno en la biopelícula. Pero debido a que los valores de la concentración en la fase líquida son grandes $C_l=C_g/0.27$, su efecto sólo puede ser apreciable a valores de K_s muy altos.

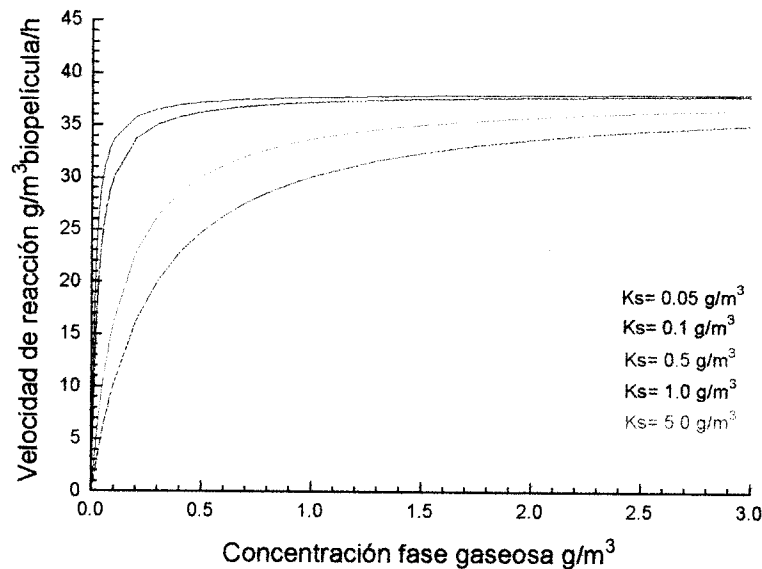


Figura 4.2.14 Efecto de K_s sobre el término de la velocidad de reacción.

4.2.5.5 Efecto del área específica. Este es un parámetro que solamente se involucra en la macrocinética, es decir, que afecta únicamente los perfiles de concentración en el biofiltro.

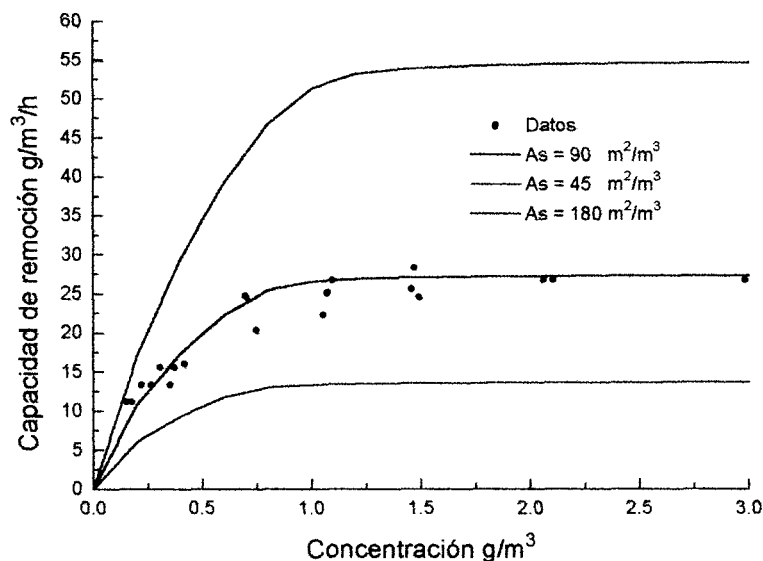


Figura 4.2.15 Efecto del área específica

En la figura 4.2.15 se ve el efecto de este parámetro. Como se observa, la zona de limitación por difusión es constante en todos los casos, lo que se afecta es la capacidad de remoción del sistema. De esta manera, un área específica menor al valor de referencia $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$ provoca una disminución en la capacidad de remoción del biofiltro, y sucede lo contrario al aumentar el valor de este parámetro.

La forma de variar este parámetro experimentalmente sería variando el tamaño de partícula del material de empaque en el biofiltro. Un tamaño de partícula menor proporcionaría una mayor área por unidad de volumen de reactor.

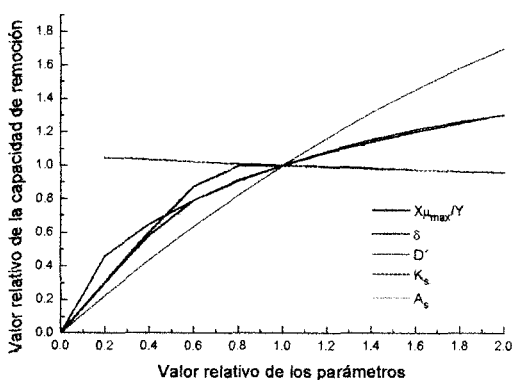
4.2.5.6 Valores relativos. En las figuras 4.2.16 a-c se muestra el efecto de los parámetros sobre la capacidad de remoción del biofiltro. Se grafican los valores relativos de los parámetros respecto a los valores mostrados en la tabla 4.2.5 y de las capacidades de remoción para concentraciones de 0.4 , 0.8 y $2.0 \text{ g}/\text{m}^3$ y un flujo de aire de $26 \text{ l}/\text{min}$.

Como se observa, los parámetros que afectan en todo el rango analizado son la tasa local de consumo de tolueno y el área específica. Esta última, afecta únicamente la macrocinética del proceso, influyendo directamente la cantidad de tolueno degradado. Este parámetro es determinante por lo tanto sería necesario determinarlo experimentalmente o definir de la misma manera los parámetros cinéticos para que se pueda utilizar como parámetro de ajuste. Al aumentar la tasa

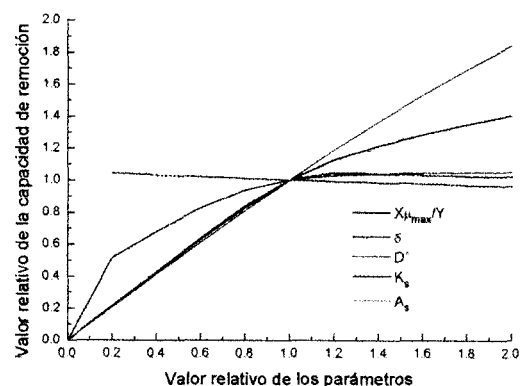
de consumo local de tolueno, la capacidad de remoción del biofiltro es mayor, debido a que la actividad de la población microbiana es más grande.

La difusividad efectiva afecta en gran medida, cuando las concentraciones de tolueno en la fase gaseosa son bajas (figura 4.2.16a), ya que bajo esta situación el proceso de eliminación se encuentra bajo limitación por difusión y el espesor de la biopelícula no esta completamente penetrado, de esta manera, si se incrementa el valor de D' , la capacidad de remoción aumenta.

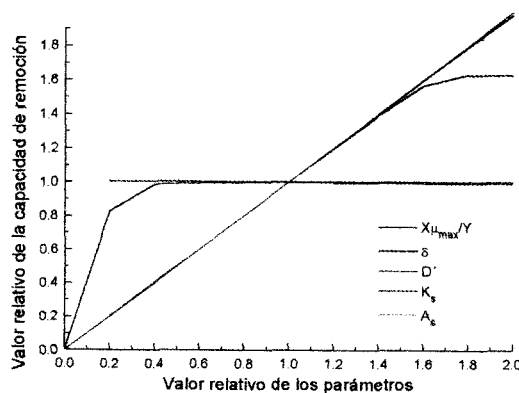
A altas concentraciones (figura 4.2.16c) la operación del biofiltro esta limitada por reacción y debido a que bajo esta situación el espesor de biopelícula es completamente penetrado y ésto limita la capacidad de remoción del biofiltro, al aumentar el espesor de la biopelícula, la remoción del biofiltro es mayor.



(a) $C_g = 0.4 \text{ g/m}^3$



(b) $C_g = 0.8 \text{ g/m}^3$



(c) $C_g = 2.0 \text{ g/m}^3$

Figura 4.2.16 Análisis de sensibilidad de los parámetros.

CONCLUSIONES



La emisión de contaminantes atmosféricos puede, a menudo, ser prevenida en las propias fuentes de producción, sustituyendo materiales que, sin modificar la rentabilidad del proceso, produzcan efluentes inocuos a la atmósfera. Cuando esto puede aplicarse se obtienen resultados satisfactorios con costos bajos. Sin embargo no todos los problemas de las emisiones pueden solucionarse de esta manera. Cuando ello no es posible, deben buscarse alternativas para evitar al máximo las emisiones indiscriminadas de contaminantes a la atmósfera.

Los resultados obtenidos en este trabajo, confirman la posibilidad de la utilización de la biofiltración para la remoción de tolueno de corrientes gaseosas.

En la tesis se abordaron tres aspectos: la instalación del biofiltro, la caracterización del mismo y el planteamiento de un modelo que permitiera comprender los fenómenos que ocurren en el proceso de degradación del tolueno.

Respecto a la instalación del biofiltro, el sistema de adquisición de datos probó ser de gran utilidad para conocer los fenómenos que ocurren en el biofiltro, en cuanto a variaciones en la condiciones de operación y cómo están relacionadas directamente con la capacidad de remoción del biofiltro. Se observó que uno de los parámetros que tuvo una influencia determinante en la operación del biofiltro, fue el contenido de humedad en el material usado como soporte, ya que afecta directamente la actividad de los microorganismos. La caída de presión del sistema aumentó de 2.5 a 11 cm H₂O, y estuvo relacionada con el aumento de la cantidad de agua en los sistema. De esta manera, se recomienda tener un seguimiento cuidadoso del mismo y evitar gradientes de temperatura en el lecho que favorezcan fenómenos de condensación. El sistema no mostró indicios de acidificación del medio y la concentración de CO₂ detectado fue 0.02%, para las condiciones de operación normales 26 l/min y 0.7 g/m³.

El biofiltro fue caracterizado, obteniéndose una máxima capacidad de remoción de 27 g/m³/h y una eficiencia máxima de 71% para una concentración de 52 ppmV. Estos resultados fueron comparables con los valores reportados en la literatura para la degradación de tolueno en estos sistemas. La cinética de eliminación fue de orden cero, como lo demostraron los perfiles de concentración lineales obtenidos a lo largo del biofiltro. Por otro lado, el biofiltro presentó buena capacidad de recuperación ante interrupciones en su operación, debido a cortes de la energía eléctrica o a variaciones en la alimentación de tolueno, una vez restablecidas las condiciones normales de operación el tiempo de recuperación fue de aproximadamente 48 horas.

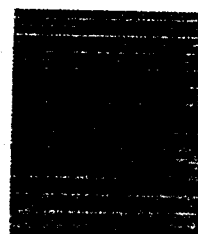
El modelo fue capaz de ajustar los resultados experimentales, en él, se introdujo una cinética tipo Monod para representar el consumo de tolueno por la población microbiana. Los valores de los parámetros usados en el modelo fueron tomados de la literatura pero debido a que existió un rango amplio de los valores, se hizo un análisis del ϕ^2 entre 50-200 analizándose los resultados con un espesor de biopelícula de 100 μm . Sin embargo, es necesario determinar experimentalmente los valores de los parámetros para que el modelo pueda estar determinado y conocer su efectividad. En este momento existen demasiadas combinaciones de parámetros que pueden representar los resultados experimentales, sin embargo fue posible delimitar el rango de valores que pueden ser una solución para este sistema. El análisis de sensibilidad paramétrica señaló las posibilidades para la obtención de mejores capacidades de eliminación en el biofiltro variando aspectos microbiológicos y físicos del sistema. En ellos se plantea principalmente el incremento de la actividad de los microorganismos como el número de ellos en el biofiltro y por otro lado aumento el área específica del material de empaque.

De acuerdo al modelo planteado se observaron dos regímenes de operación en el biofiltro, el de limitación por difusión, en el que cual el espesor de la biopelícula no es completamente penetrado ya que el fenómeno más lento es el transporte del tolueno en el interior de la biopelícula consumiéndose totalmente el contaminante antes de que penetre completamente a la biopelícula. Esta situación fue encontrada para una concentración de inferiores a 0.7 g/m^3 . Cuando el biofiltro se encuentra operando en este régimen, la capacidad de remoción es mayor conforme aumenta la concentración a la entrada del sistema y los perfiles de concentración presentan desviaciones de la linealidad. Por otro lado, para concentraciones mayores que ésta el espesor de la biopelícula se encuentra completamente penetrado, y la reacción limita el proceso de eliminación, bajo este régimen la capacidad de eliminación del biofiltro alcanza su valor máximo y llega a ser constante.

Entre las perspectivas de este trabajo, se pueden mencionar los estudios en soportes modelo, con estructura definida que permitan obtener información acerca de los espesores de biopelícula y las áreas específicas. Por otro lado, se debe caracterizar la población microbiana, estableciendo los valores de las constantes cinéticas, realizar estudios acerca de la concentración de sales en el medio de cultivo y su influencia en el crecimiento microbiano y la degradación de tolueno,

fenómenos de cometabolismo y limitación por oxígeno, etc., todo esto con el fin de mejorar el funcionamiento del biofiltro.

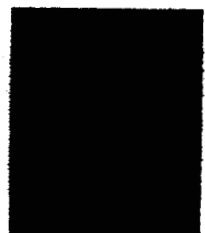
NOMENCLATURA



A_s	Area específica (m ² /m ³)
C*	Concentración adimensional
C_g	Concentración del contaminante en fase gaseosa (g _{tot} /m ³)
C_l	Concentración del contaminante en la biopelícula (g _{tot} /m ³)
D'	Coeficiente de difusividad efectiva en fase líquida (m ² /día)
D	Difusividad molecular en aire (m ² /día)
Di	Coeficiente de dispersión axial
Dp	Diámetro de partícula (m)
h	Altura del biofiltro (m)
H	Constante de Henry (atm·m ³ /mol)
j_b	Factor de las Analogías de Colburn.Chilton
K	Coeficiente global de transferencia de masa (m/h)
K	Constante cinética de orden cero (g/m ³ /h)
K_s	Constante de saturación de Monod (g/m ³)
k_g	Coeficiente de transferencia de masa externa (m/h)
k_L	Coeficiente de transferencia de masa interno (m/h)
k_L⁰	Coeficiente de transferencia de masa interno sin reacción (m/h)
m	Coeficiente de distribución
m_s	Coeficiente de mantenimiento
N	Flux del sustrato (g _{tot} /m ² /día)
P	Presión (atm)
r_s	Tasa local volumétrica de reacción
R	Constante general de los gases (atm·m ³ /°K/mol)
R	Tasa de consumo de sustrato para una cinética Monod (g/m ³ /h)
S	Concentración de sustrato (g/m ³)
t	Tiempo (días)
t_d	Tiempo de duplicación (días)
T	Temperatura (°K)

V	Tasa de consumo de sustrato ($g_{\text{sustrato}}/g_{\text{biomasa}}/\text{día}$)
U_g	Velocidad del gas ($m^3/m^2/\text{día}$)
X	Densidad de la biopelícula (g_{cel}/m^3)
x^*	Coordenada adimensional
x	Coordenada (m)
Y	Coefficiente de rendimiento ($g_{\text{cel}}/g_{\text{tol}}$)
δ	Espesor de biopelícula (μm)
ε	Porosidad del lecho
ϕ^2	Módulo de Thiele al cuadrado
ϕ^{-2}	Módulo de Thiele modificado
μ	Tasa de crecimiento específico (día^{-1})
μ	Viscosidad ($g/m^2/h$)
μ_{max}	Tasa máxima de crecimiento específico (día^{-1})
σ	Distancia adimensional x/δ

BIBLIOGRAFIA



Alvarez P.J., Anid P., Vogel T.M., "Toluene degradation in aquatic environment". Biodegradation Vol. pp 43-51 (1991).

Anónimo. " Los disolventes volátiles". Condiciones de Trabajo Vol. 12 No.3 pp 36-37 Sept-Dic (1987).

Anónimo."Intoxicación por tolueno y xileno". Condiciones de Trabajo pp 10-12 Octubre (1989).

Anónimo. Documento CLAIRTECH The Netherlands (1991)

Arcangeli J.P. y Arvin E. "Modelling of toluene biodegradation and biofilm growth in a fixed biofilm reactor". Water Science Technology Vol. 25 No. 3-4 pp 617-626 (1992).

Arcangeli J.P. y Arvin E. "Toluene biodegradation and biofilm growth in an aerobic fixed-film reactor". Applied Microbiology and Biotechnology Vol.37 pp 510-517. (1992).

Balerin S y Pérez A. "Desarrollo del sistema de adquisición de datos BIOFILTRO". Reportes de Biotecnología No. X. Editado por ORSTOM y la UAM-I. (1993)

Baltzis B., Shareefdeen Z., Oh Y-S, Bartha R. "Biofiltration of methanol vapor". Biotechnology and Bioengineering Vol.41 pp 512-524. (1993)

Baltzis B., Shareefdeen Z. "Modeling and preliminary design criteria for packed-bed biofilters". Para presentación en el 86st Annual meeting and exhibition od APCA (1993).

Baltzis B. y Shareefdeen Z. "Biological removal of hydrophobic solvent vapor from airstreams" Advances in Bioprocess Engineering, pp 397-404 (1994).

Bitzi U., Egli T., Hamer G. "The biodegradation of mixture of organic solvents by mixed and monocultures of bacteria". *Biotechnology and Bioengineering* Vol. 37 pp 1037-1042 (1991)

Bohn H. "Consider Biofiltration for decontaminating gases". *Chemical Engineering Progress*. pp 34-40 (1992).

Bradford M. y Krishnamoorthy R. " Consider bioremediation for waste site cleanup". *Chemical Engineering Progress*, pp.60-85 (1991)

Buisman C., De Boer J., Boonstra J, Paaschens C. y Spojes A. "New biotechnological method for H₂S removal from biogas". *Proceedings of Environmental Conference* pp. 773-775 (1993).

Bureau Van Tongeren, Bijl J.J., "Biofilter". *Environmental Technology* pp 358-360 (1987).

Claus D. y Walker N. "The decomposition of toluene by soil bacteria". *Journal general microbiology*" Vol.36 pp. 107-122 (1964).

De Blas Salvador S., "Residuos industriales tóxicos y peligrosos". *Condiciones de Trabajo*. Vol. 2, pp. 6-10. Mayo-Junio (1991).

Deviny J y Hodge D.S. "Modeling removal of air contaminants by biofiltration. Accepted with requests for revision. *Journal of Environment Engineering American Society of Civil Engineers* (1993).

Dick A.J., Janssen A.S., Witholt B. "Biodegradation of 2-chloroethanol and 1-2 dichloroethane by pure bacterial cultures" *Innovations in Biotechnology*, Edited by E.M. Mouwink and R.R. Van Der Meer pp 169-178 (1984)

Disks R.M., Ottengraf S.P.P.. "Process engineering aspects of biological waste gas purification". *International Symposium Environmental Biotechnology* 1, (1991).

Diks R.M., Ottengraf S.P.. " Technology of trickling filters" . Verein Deustcher Ingenieure pp 19-37. (1994).

Dragt A.J., Jol A., Van lith C. and Ottengraf S.P.P. "The biological treatment of waste gases from small uban sources (Emission of volatile organic compounds)". Environmental Technology pp 224-230. (1987)

Dyer J. y Mulholland K. " Toxic air emissions. What is the full cost your buisness" Chemical Engineering. pp 4-8 Febrero (1994).

Ergas S., Schroeder E., Chang D., "Control of air emissions of dichloromethane, trichloroetene and toluene by biofiltration". Air management association for presentation at the 86th. Annual meeting and exhibition June (1993).

Fan L-S, Leyva-Ramos R-, Wisecarver K.D. y Zehner B.J. "Diffusion of phenol through a biofilm grown on activated carbon particles in a draf-tube tree-phase fluidized-bed bioreactor". Biotechnology and Bioengineering. Vol. 35 pp 279-286 (1990)

Guerrero Enriquez J. "Toxicología de algunos solventes orgánicos" Condiciones de trabajo. Vol. 2 No. 1 pp. 53-58 (1977).

Harte J., Holdren Ch., Schieder R., Shirley Ch. "Toxics A to Z A guide to everyday pollution hazards" University of California Press (1991).

Heijnen J.J., Van Loosdrecht M.C.M, Mulder A. y Tijhuis H. "Formation of biofilms in a biofilm air-lift suspension reactor". Water Science Technology. Vol. 26 No. 3-4 pp 647-654 (1992).

Hernández S.. Comunicación personal. (1993).

Heslinga D. " Biofiltration technology". Verein Deutscher Ingenieure. pp 13-18 (1994).

Jennings P.A., Snoeyink V.L. y Chian S.K. "Theoretical model for a submerged biological filter". *Biotechnology and Bioengineering*. Vol.17, pp1249-1273 (1976).

Jol A., Dragt. "Biotechnological elimination of volatile organic compounds in waste gases". *Dechema Biotechnology Conferences 2*. pp. 373-389 (1988).

Karel S., Libicki S. and Roberston M. "The immobilization of whole cells: engineering principles". *Chemical Engineering Science*. Vol. 40, No. 8 pp 1321-1354. (1985)

Kiang Y-H. " Basic Design techniques for VOC emission control systems and equipment". Para presentación en el 81st. Annual meeting of APCA (1988).

Lacy Rodolfo. "La calidad del aire en el Valle de México". Edit. Colegio de México. Primera edición. Primera edición 1993. México, D.F.

Leson G., Winer A. "Biofiltration: An Innovative air pollution control technology for VOC emissions". *Management association* Vol.41 No.8 pp 1045-1054 August (1991).

MacCarty P. " Energetics of organic matter degradation". Wiley-Interscience, New-York pp 91-118 (1972). Referencia incluida dentro del artículo de Arvin y Arcangeli (1992).

Mackay D. y Ying Shiu W. "A critical review of Henry's law constants for chemicals of environmental interest". *Journal Physical Chemical to Reference Data*. Vol. 10, No. 4, pp. 1175-1190 (1981).

Moretti E. y Mukhopadhyay "VOC control: Current practices and future trends". *Chemical Engineering Progress*. pp 20-26 (1993)

Ottengraf S.P.P., Van den Oever y Kempenaars."Waste gas purification in a biological filter bed" *Innovations in Biotechnology* edited by E. Houwink and R.R. Vander Meer. Printed in the Netherlands pp 157-167 (1982).

Ottengraf S.P.P. y Vanden Oever A.H.C. "Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter" *Biotechnology and Bioengineering*. Vol 25, pp 3089-3102 (1983).

Ottengraf S.P.P., Meesters J.P.P., Vanden Oever A.H.C. and Rozema H.R., *Bioprocess Engineering* 1 pp 61-69, (1986).

Ottengraf S.P.P. "Biological system for waste gas elimination". *Reviews Elsevier Publications Cambridge* pp132-136 (1987).

Ottengraf S.P.P. Disks R., "Biological purification of waste gases". *Chimiaoggi* pp.41-45 mayo (1990)

Ottengraf S.P. y Konings J.H.G. " Emission of microorganisms from biofilter". *Bioprocess Engineering* pp 89-96 (1991).

Paul P.G., Catelijjn F.J., "Biofiltration- a relatively cheap and effective method of waste gas treatment" *Environmental Technology* pp. 231-237 (1987).

Prausnitz J., Reid R. y Sherwood. "The Properties of Gases and Liquids". *McCraw-Hill, New York* (1977).

Rehm H.J. and Ehrhardt H.M.. "Phenol degradation by microorganism adsorbed on activated carbon" *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol. 21 pp 32-36 *Springer-Verlag* (1985).

Rehm H.J. Gossen C.A., y Kirchner K. "Purification of exhaust air containing organic pollutants in a trickled-bed reactor" *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol 31 pp 629-632 (1991)

Revah S. "Procesos Biotecnológicos para la purificación de aire contaminado producido por fuentes fijas" *Memorias de la reunión anual del programa universitario del medio ambiente de la UNAM*. Vol. 1 (1992).

Rinko J., Taister M. "Practical considerations for selection of pollution control equipment for VOC emission". Para presentación en el 81th Annual meeting of APCA June (1988).

Ruddy E. y Carrol L.. "Select the best VOC control strategy" Chemical Engineering Progress pp 28-41 (1993).

SEDESOL (1993) Informe de consumo y emisiones de COV en la ZMCM.

Skowlund Ch.. "Effect of biofilm growth on steady state biofilm models". Biotechnology and Bioengineering. Vol. 35 pp 502-510 (1989)

Skowlund Ch. y Kirmse A. "Simplified models for packed-bed biofilm reactors". Biotechnology and Bioengineering. Vol. 33 pp 164-172 (1989).

Van Ede C., Bollen A.M. y Beenackers A. "Analytical effectiveness calculations concerning the degradation of an inhibitive substrate by steady-state Biofilm". Biotechnology and Bioengineering. Vol.42 pp. 267-278 (1993)

Vernier Jacques. "El medio ambiente". Presses Universitaires de France. Publicaciones Cruz, Primera edición (1992).

Wanner O. y Gujer W. "A multispecies biofilm model". Biotechnology and Bioengineering. Vol. 28 pp 314-328 (1988).

Williams T.O., Miller F.C., "Odor control using biofilters". Biocycle Magazine. Vol. 33, No. 10 pp72-77 (1992).

Zilli M., Converti A., Lodi A., Del Borghi M. y Ferraiolo G., "Phenol removal from waste gases with a biological filter by *Pseudomonas putida*". Biotechnology and Bioengineering Vol. 41 pp 693-699 (1993).

APÉNDICES



APÉNDICES

A. EVALUACIÓN DEL COEFICIENTE DE TRANSFERENCIA DE MASA EXTERNA.

Con el fin de evaluar el coeficiente de transferencia de masa externa, es necesario determinar el valor de los números de Reynolds y Schmidt involucrados en el cálculo de este coeficiente.

$$k_g = \frac{0.91U_g}{Re^{0.51}Sc^{2/3}} \quad (A.1)$$

El valor del coeficiente de transferencia de masa es inversamente proporcional al valor del número de Reynolds. A Reynolds altos se tendrán coeficientes de transferencia de masa pequeños lo que a su vez implica que se tendrán gradientes de concentración altos. Cuando los valores de Reynolds son pequeños, los coeficientes de transferencia de masa son altos y esto involucrará gradientes de concentración pequeños.

Como se dijo anteriormente el coeficiente de transferencia de masa es inversamente proporcional al Re, sin embargo si se analiza el efecto únicamente de la velocidad, como podemos observar en la ecuación A.2, el coeficiente de transferencia de masa es directamente proporcional a la velocidad del gas.

$$k_g = \frac{0.91U_g}{Sc^{2/3}U_g^{0.51}\left(\frac{1}{6}\frac{1}{(1-\varepsilon)}\frac{D_p\rho}{m}\right)^{0.51}} = \frac{0.91U_g^{0.49}}{Sc^{2/3}\left(\frac{1}{6}\frac{1}{(1-\varepsilon)}\frac{D_p\rho}{m}\right)^{0.575}} \quad (A.2)$$

A.1 Cálculo del número de Reynolds

En la operación de los biofiltros las velocidades de gas se encuentran entre 18 a 570 m³/m²/h aunque los rangos utilizados van desde 18 hasta 96 m³/m²/h. Los números de Reynolds resultantes son menores a la unidad correspondiendo al régimen de flujo laminar, por lo tanto no existen componentes de velocidad en dirección radial (Leson y Winner 1991).

Evaluando el número de Reynolds para las condiciones y características de nuestro sistema tenemos:

Flujo de aire	26 lt/min
Area transversal	0.0154m ²
Velocidad de gas	101.34m ³ /m ² /h
Viscosidad fase gaseosa	0.040kg/m/h
Densidad fase gaseosa	1 kg/m ³
Densidad de empaque	0.3 g turba húmeda/cm ³
Densidad real de la turba húmeda	1.05 g turba húmeda/cm ³
Porosidad	71.63%
Difusividad de tolueno en aire	0.03096 m ² /h
Difusividad tolueno en agua	3.6x10 ⁻⁶ m ² /h
Diámetro de partícula	1 mm=0.001m

Tabla A.1 Parámetros necesarios para evaluar los números adimensionales.

Con los valores anteriores, el número de Reynolds es:

$$Re = \frac{1}{6} \frac{1}{(1-\epsilon)} \frac{D_p U_g \rho}{\mu} = \frac{1}{6} \frac{1}{(1-0,7163)} \frac{(0.001)(101339)(1)}{(0.070236)} = 0.847 \quad (A.4)$$

de acuerdo a los rangos que delimitan los regímenes de flujo podemos asumir que se encuentra en la zona de transición muy próximo a la zona de régimen laminar, por lo tanto las desviaciones o los componente de velocidad en dirección radial son muy pequeños o despreciables.

El valor del número de Schmidt es:

$$Sc = \frac{\mu}{\rho D} = \frac{0.070236}{(1)(0.03096)} = 2.268 \quad (A.5)$$

evaluado para una difusividad del tolueno en aire de 0.86×10^{-5} m²/seg ,una viscosidad de 1.951×10^{-5} kg/mseg y una densidad de 1kg/m³.

El valor del coeficiente de transferencia de masa calculado para los valores anteriores es:

$$k_g = \frac{0.91U_g}{Re^{0.51}Sc^{2/3}} = \frac{0.91(101339)}{(0.847)^{0.51}(2.268)^{2/3}} = 58.111 \frac{m}{h} \quad (A.6)$$

Este valor del coeficiente de transferencia de masa externa tendrá que ser comparado con la transferencia de masa en la fase líquida con el fin de determinar si es el fenómeno dominante.

B. ANÁLISIS DE LOS TIEMPOS DE RESIDENCIA

Tiempo medio de residencia. El tiempo de residencia en el biofiltro, fue determinado por medio de la técnica estímulo-respuesta. En este tipo de experimentos se estimula al sistema aplicando una perturbación y se observa cómo responde a este estímulo. Obteniéndose una curva que representa la distribución de edades en el reactor, entendiendo como edad de un elemento, en la corriente de salida, al tiempo que dicho elemento permanece en el reactor.

La perturbación consiste en un pulso de gas trazador. El gas trazador utilizado fue propano (gas doméstico), una muestra de 5ml fue inyectada en la base del biofiltro y a la salida del mismo, se conectó el analizador infrarrojo, fijando las condiciones de lectura para este gas Obteniéndose una curva de respuesta de concentración contra tiempo, en una graficadora. Todo esto fue explicado detalladamente en la sección de materiales y métodos

Tiempo de residencia. Uno de los factores importantes en la operación del biofiltro es el tiempo medio de residencia de la corriente gaseosa en el biofiltro. Normalmente el tiempo de residencia está definido como el volumen del sistema entre el flujo que se introduce en el mismo, pero se debe tener en cuenta que el sistema es un lecho empacado y por tanto los tiempos de residencia serán diferentes.

Se realizaron experimentos bajo la técnica de la respuesta ante un trazador, la cual fue descrita anteriormente.

De esta manera, se inyectó el trazador en la base del biofiltro y en el punto de inyección del tolueno líquido, con el fin de determinar los tiempos de residencia

La respuesta del analizador y del sistema de medición fueron expuestos en la sección de materiales y métodos, en la tabla B.1 se observan los tiempos medios de residencia del gas en estos casos.

La figura B.1 muestra la distribución de los tiempos de residencia en el sistema completo, incluyendo la respuesta del sistema de medición. En este experimento se inyectó el gas trazador en la base del biofiltro. El tiempo de respuesta del analizador ante la inyección fue de 30 seg y el tiempo medio de residencia fue de 56.53 segundos.

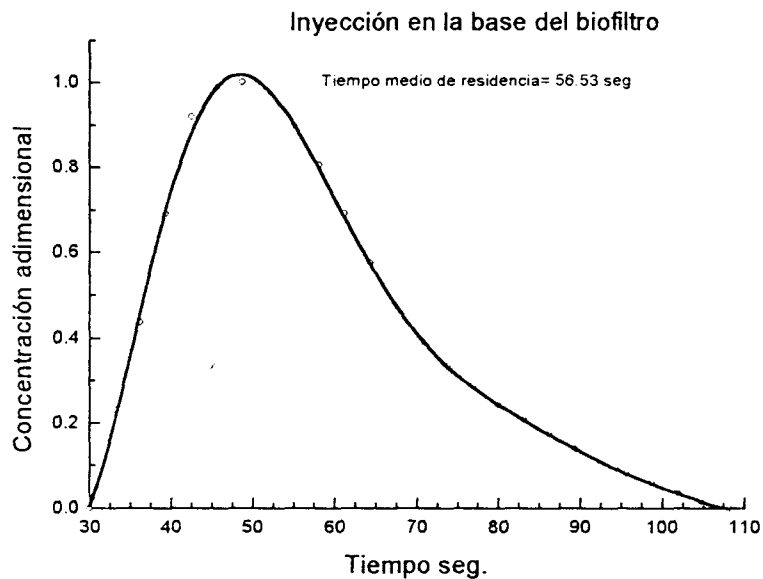


Figura B.1 Tiempo de residencia en el biofiltro incluyendo sistema de medición.

En la Figura B.2 se observa el tiempo medio de residencia desde el punto de inyección del tolueno, en la cámara de evaporación. El tiempo es aproximadamente 63.38 seg y el tiempo en que el sistema respondió a la inyección fue de 33 seg.

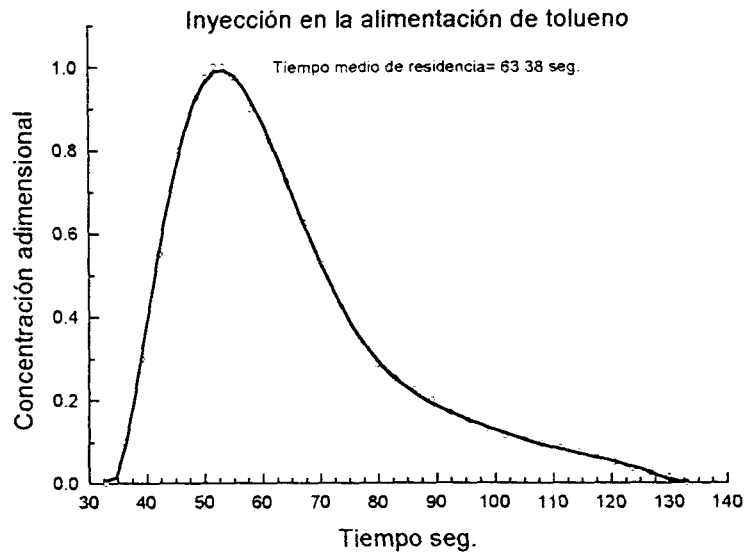


Figura B.2 Curva de tiempo de residencia en el punto de inyección del tolueno.

Por lo tanto el tiempo medio que permanece el gas en el biofiltro puede establecerse restando el tiempo medio que permanece el gas en el analizador al tiempo medio que se determinó al inyectar en la base de la columna.

Punto de inyección	Tiempo de respuesta	Tiempo medio de residencia
Analizador	Inmediata	10.09 seg
Sistema de medición	3 seg	22.99 seg
Base del biofiltro	30 seg	56.53 seg
Alimentación de Tolueno	33 seg	63.38 seg

Tabla B.1 Tiempos de residencia característicos

La figura B.3 muestra los tiempos resultantes al integrar la respuesta de la distribución de los tiempos de residencia, en el sistema de medición y en el biofiltro incluyendo al sistema de medición. La línea roja representa el tiempo de residencia en el biofiltro resultado de restar las curvas. Este tiempo fue de aproximadamente 33.31 seg y se obtuvo al promediar los tiempos resultantes de la resta. De esta gráfica, se puede observar que cuando sale desde el 20% hasta 40% del gas

trazador, se tienen tiempos de residencia que van desde 33 hasta 35 seg. Las partículas que salen al principio y al final tienen tiempos de residencia menores, esto probablemente se deba a que la respuesta del sistema al pasar de una concentración a otra, tiene un retraso debido a la rapidez de respuesta del analizador y a la homogenización dentro del mismo, ya que se tiene un volumen de celda grande.

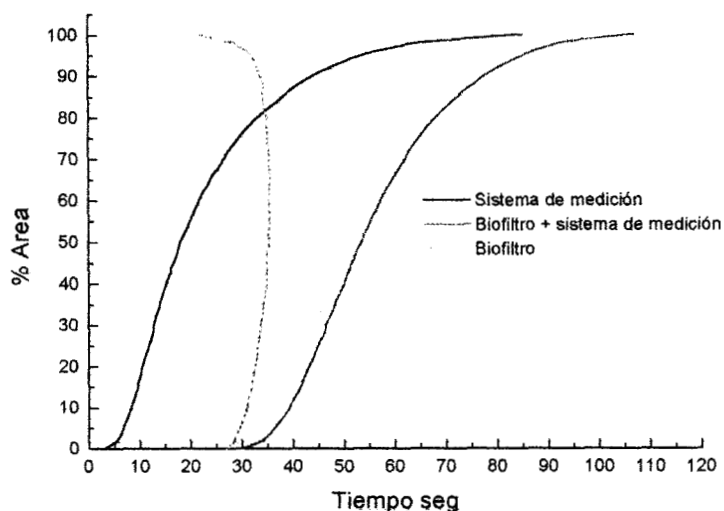


Figura B.3 Distribución de los tiempos de acuerdo al porcentaje de muestra.

El tiempo de residencia del sistema vacío es de 43.64 seg, tomando en cuenta la altura desde la base del biofiltro hasta el punto de muestreo del sistema y el tiempo medio de residencia del gas en el biofiltro empacado fue de 33.54 seg., este último valor se obtuvo restando los tiempos medios de residencia del sistema de medición al biofiltro considerando el sistema de medición. Los valores obtenidos de las dos formas coinciden. Como se puede observar en la figura anterior un gran porcentaje de los elementos del fluido tienen un tiempo de residencia de 33.54 seg., por lo que se puede intuir que el coeficiente de dispersión axial es pequeño, por lo tanto la desviación del flujo ideal (flujo pistón) es pequeña. En este trabajo no se presenta el cálculo del coeficiente de dispersión

C. VALOR DEL COEFICIENTE DE RENDIMIENTO.

Para la evaluación del coeficiente de rendimiento es necesario contar con la siguiente información:

Tolueno:

Fórmula = C_7H_8

Peso molecular= 92

Cantidad de carbono= 0.91 gr C/gr tolueno

- Composición de la biomasa, normalmente se considera que la relación carbono por gramo de biomasa es de 0.53 gr C/gr biomasa,

Si consideramos que todo el carbono de un gramo de tolueno se va a biomasa tenemos que se produce 1.723 grs de biomasa.

$$\text{Biomasa} = \frac{\text{Cantidad de carbono}}{\text{Composición biomasa}} = \frac{0.9130 \text{ gr de C}}{0.53 \frac{\text{gr de C}}{\text{gr. de biomasa}}} = 1.72 \text{ grs de biomasa}$$

Por lo tanto el coeficiente de rendimiento sería 1.72 gr biomasa/gr de tolueno.

Si consideramos que el 50% se va a producción de CO_2 y lo restante se va a formación de biomasa el valor del coeficiente de rendimiento sería 0.86 gr de biomasa/gr tol. De esta manera si se ocupa un poco más del 50% del carbono para la producción de biomasa llegaríamos a tener coeficientes de rendimiento igual a la unidad

Si comparamos los rendimientos de tolueno con aquel calculado para la glucosa
Glucosa:

Fórmula: $C_6H_{12}O_6$

Peso molecular= 180

Cantidad de carbono=0.4 gr de C/gr de glucosa