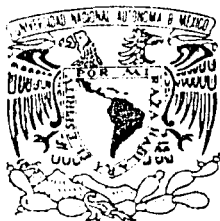


00582
15



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

BIOFILTRACIÓN DE H₂S CON
MEZCLADO DEL EMPAQUE: EFECTOS
SOBRE SU ESTRUCTURA FÍSICA, LA
DISTRIBUCIÓN DE GAS Y LA
EFICIENCIA DE OPERACIÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS QUÍMICAS
(INGENIERÍA QUÍMICA)

PRESENTA:

JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME



MÉXICO D.F.

2003

1

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

**TESIS
CON
FALLA DE
ORIGEN**

PAGINACION

DISCONTINUA

FQUI/CP/011/03

General de Bibliotecas
en formato electrónico e impreso.
de mi trabajo recepcional.
Sagastume
20/Marzo/2003

BIOL. FRANCISCO J. INCERA UGALDE.
Jefe de la Unidad de Administración del Posgrado.
Presente.

Me es grato informarle que el alumno **JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME** presentará próximamente su examen para obtener el grado de Doctor en Ciencias Químicas (Ingeniería Química) (Clave 582), ante el siguiente jurado:

Presidente:	Dra. Maria Teresa Orta Ledesma (II)
Primer Vocal:	Dr. Sergio Revah Moiseev (UAM I)
Segundo Vocal:	Dr. Frederic Thalasso Siret (CINVESTAV IPN)
Tercer Vocal:	Dr. Edmundo Brito de la Fuente (FQ)
Secretario:	Dr. Rafael Herrera Nájera (FQ)
Primer Suplente:	Dr. Alfonso Durán Moreno (FQ)
Segundo Suplente:	Dr. Oscar Monroy Hermosillo (UAM I)

Sin otro particular de momento, aprovecho la ocasión para enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, D. F., 27 de enero de 2003.

El Coordinador


DR. WILFRIDO RIVERA GÓMEZ FRANCO

C.c.p. Integrantes del Jurado.
C.c.p. Departamento de Control Escolar de la Facultad de Química.
C.c.p. Interesado.
*ggm.

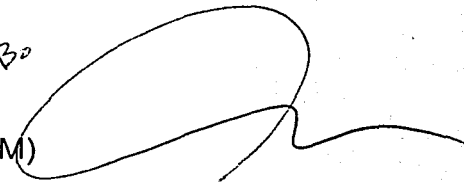
**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Sitio donde se desarrolló la tesis:

Instituto de Ingeniería de la UNAM
Coordinación de Bioprocesos Ambientales

Director de Tesis:

Dr. Adalberto Noyola Robles
(Instituto de Ingeniería de la UNAM)

V. B.


Comité Tutorial:

Dr. Germán Buitrón Méndez
(Instituto de Ingeniería de la UNAM)

Dr. Sergio Revah Moiseev
(Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

a *Ariadna*

Agradezco:

Al pueblo de México, que a través de la Universidad Nacional Autónoma de México (Facultad de Química, Instituto de Ingeniería, DGAPA) y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Proyecto 27776, Programa de Cátedras Patrimoniales de Excelencia Nivel II para la Obtención del Doctorado), me brindó la oportunidad y el privilegio de continuar estudiando.

Al **Dr. Adalberto Noyola Robles** la asesoría brindada en este trabajo, su amistad y apoyo.

Al **Dr. Sergio Revah Moiseev** y al **Dr. Germán Buitrón Méndez** los consejos y orientaciones recibidas como parte de mi comité tutorial.

A la **Dra. Sarina J. Ergas** por sus consejos y revisión de una parte fundamental de esta tesis así como por el apoyo recibido durante mi estancia en la Universidad de Massachussets.

A la Academia Mexicana de Ciencias, a la Fundación México-EUA para la Ciencia y a la National Science Foundation de EUA por la beca otorgada para la estancia en la Universidad de Massachussets.

A los miembros del jurado por su tiempo y consejos.

A mis **padres y hermanos**, a mi familia en general por su apoyo y amor incondicional.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

RESUMEN

Este trabajo comprendió tres experimentos principales que evaluaron la operación de un biofiltro bajo una operación convencional y con mezclado del medio filtrante, es decir:

Experimento 1: Se evaluó la caída de presión y la distribución del gas en cuatro medios filtrantes en función de la carga superficial de aire y de la homogeneización del medio filtrante por mezclado. Los medios filtrantes evaluados fueron composta, composta con bagazo de caña, composta con tezontle y composta con lodo biológico. Se obtuvo que la caída de presión se incrementó al usar el tezontle y el bagazo de caña como agentes abultantes. El mismo resultado se obtuvo al adicionar agua al medio. La caída de presión disminuyó con el tiempo de operación debido a la formación de canalizaciones de flujo en el medio filtrante. Se efectuaron estudios de trazado para cuantificar la distribución del gas y el efecto de la formación de canalizaciones de flujo. Se determinó un tiempo de residencia medio normalizado de 0.96, 0.89 y 0.82 para los biofiltros operados con flujo de aire de 10, 40 y 70 l/m, respectivamente. Los resultados mostraron que la formación de canalizaciones de flujo se incrementó al incrementar la carga superficial aplicada, lo cual fue eficazmente controlado mediante el mezclado del medio filtrante.

Experimento 2: Se estudió el efecto del mezclado de medio filtrante sobre la remoción de H_2S , el control de humedad, la caída de presión, el tamaño de partícula y la inhibición por sulfatos en biofiltros con composta. Se estudiaron tres cargas másicas (4, 7 y 15 $gH_2S/m^3/h$) con una carga superficial de 74 $m^3/m^2/h$ a un tiempo de residencia de 48.6 s. Se observó que al operar bajo el mezclado de medio, la eficiencia de operación se mantuvo cercana al 100%, independientemente de la carga aplicada. También se obtuvo una respuesta lineal en la caída de presión en función de la altura del biofiltro así como una distribución uniforme en el tamaño de partícula. Bajo condiciones de mezclado de medio filtrante se obtuvo un mejor control de la humedad del medio (50 $\pm 0.3\%$) y un mejor control de la concentración de sulfatos. En este sentido, bajo una operación convencional, la capacidad de eliminación de H_2S decayó a partir de una concentración de sulfatos de 26 $mg\ S-SO_4^{2-}/g$ medio seco, mientras que bajo el mezclado de cama, la operación eficiente del biofiltro se mantuvo hasta con concentraciones de sulfato de 40 $mg\ S-SO_4^{2-}/g$ medio seco.

Experimento 3: Se desarrolló una técnica que fue usada para la evaluación del cambio de la estructura física del medio filtrante en función del tiempo. La técnica incorpora información de estudios de trazado, granulometría y caída de presión en un modelo creado para estimar el número de canales de flujo, el diámetro promedio de canal, número de partículas y el área específica. Se evaluó la operación de un biofiltro con baja carga másica (4 $gH_2S/m^3/h$) durante 206 días de operación. Bajo una operación convencional se observó un decremento de la eficiencia en un 10%. Bajo el mezclado del medio filtrante se mantuvo en 100%. Esta variación fue explicada por los cambios en la humedad del medio y en el área específica así como por la formación de canalizaciones de flujo. Bajo una operación convencional, el secado del medio en la entrada del gas fragmentó las partículas lo cual produjo un incremento importante en la cantidad de canales de flujo y de partículas así como en el área específica. En la parte superior del biofiltro, donde se agregó agua, se incrementó el tamaño de partícula y decreció el área específica. Bajo condiciones de mezclado de medio, se obtuvieron condiciones homogéneas de humedad, tamaño de partícula y de área específica en todo el biofiltro.

Conclusión general: La eficiencia de remoción de los biofiltros operados bajo un régimen convencional se ve afectada debido al secado de medio, canalizaciones de flujo, reducción en el área específica y por la acumulación de metabolitos. Los resultados de esta investigación mostraron que al operar bajo un régimen de mezclado de cama, la eficiencia se conserva cercana al 100%. Para evitar la formación de canalizaciones o zonas muertas así como para procurar condiciones homogéneas de humedad, tamaño de partícula y de distribución de gas se recomienda el mezclado del medio filtrante con una adición controlada de agua.

ABSTRACT

This work comprises three main experiments that evaluate the operation of a biofilter under conventional and media mixing conditions, that is:

Experiment 1: The pressure drop and gas distribution in four different filter media for compost biofilters were studied as a function of three superficial loading rates of moist air and by carrying out the filter medium homogenization by mixing. The filter media used were compost, compost with cane bagasse, lava rock and aerobic sludge previously dried to 60% of water content.

The pressure drop increased when lava rock and cane bagasse were used as bulking agents. The same trend was observed when water was added to the filter medium. Pressure drop tended to decrease as with time as flow channels were formed in the filter media. Tracer studies were carried out to quantify the gas distribution and the effect of channel formation. For the biofilters submitted to an airflow of 10, 40 and 70 l/min, an average normalized time of 0.96, 0.89 and 0.82, respectively were obtained. The results showed that channel formation was increased as the superficial loading rate was also increased. This behavior was effectively controlled by medium mixing.

Experiment 2: Medium mixing effect on H_2S removal, moisture control, pressure drop, particle size distribution and sulfates inhibition was studied using three biofilters packed with compost. Three H_2S loading rates were used (4, 7 and 15 g $S-H_2S/m^3/h$) with a superficial gas flow rate of 74 $m^3/m^2/h$ and a residence time of 48.6 s. When medium mixing was carried out the H_2S removal was increased at levels near 100% independently of the loading rate applied. It was also obtained a linear response of pressure drop as a function of biofilters height, which was also determined by means of an uniform distribution of particles size. Also, a better moisture control (50.3±0.3%) and sulfates concentration by means of medium washing was achieved using medium mixing. In this sense, under the conventional operation, the capacity of H_2S elimination starts to decay when a sulfate concentration of 26 mg $S-SO_4^{2-}/g$ dry medium was reached, meanwhile this value could be increased to 40 mg $S-SO_4^{2-}/g$ dry medium when medium mixing was performed.

Experiment 3: A technique is presented that can be used to estimate the changes in physical structure in a biofilter medium, such as compost, over time. The technique applies information from tracer studies, grain size distribution and pressure drop analysis to a model that estimates the number of channels, average channel diameter, number of particles and specific surface area of the medium. In the conventionally operated compost biofilter, H_2S removal efficiency decreased from 100% to approximately 90% over 206 days of operation. In a similar system, operated with compost mixing, the H_2S removal efficiency was maintained near 100%. Variations in media moisture conditions and specific surface area can explain the results observed in this study. Under conventional operation, drying near the inlet disintegrated the compost particles, producing a large number of particles and flow channels and increased the specific surface area. At the top of the column where moisture was added, particle size increased and specific surface area decreased. In the column with media mixing, moisture content, particle size, and specific surface area remained homogeneous.

General conclusion: The removal efficiency of conventionally operated compost biofilters decreases due to drying, channeling, metabolites accumulation and the reduction in the specific surface area. The results of this research demonstrate that using media mixing the removal efficiency can be maintained near 100%. To avoid channeling, as well as to achieve constant media moisture content, particle size and gas distribution, void fraction and general homogeneity, periodic media mixing with controlled water addition is recommended.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

INDICE GENERAL

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	Justificación.....	1
1.2	Definición del Problema general de trabajo.....	2
1.3	Planteamiento de la Hipótesis general de trabajo.....	3
1.4	Objetivos de la investigación.....	3
1.5	Estructura del plan de investigación.....	4
1.6	Estructura del reporte del trabajo.....	4
2	FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	5
2.1	Características del H ₂ S.....	6
2.2	Alternativas de tratamiento y control de H ₂ S en corrientes gaseosas.....	7
2.2.1	Tratamientos fisicoquímicos para la oxidación del H ₂ S.....	9
2.2.2	Tratamientos microbiológicos para la oxidación del H ₂ S.....	11
2.3	Biofiltración de gases.....	13
2.3.1	Factores involucrados en la operación de biofiltros.....	16
2.3.2	Modelo de convección-difusión con reacción (Modelo CDR).....	25
2.4	Desarrollos futuros y problemas de investigación actuales.....	31
3	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	33
3.1	Medios filtrantes utilizados.....	33
3.1.1	Composta.....	33
3.1.2	Composta con bagazo de caña.....	33
3.1.3	Composta con tezontle.....	33
3.1.4	Composta con lodo biológico.....	34
3.2	Columnas de humidificación de aire.....	34
3.3	Columna de biofiltración de gases.....	34
3.4	Mediciones fisicoquímicas efectuadas.....	35
3.5	Caída de presión.....	36
3.6	Adición de agua al medio filtrante.....	37
3.7	Estudios de trazado: Determinación de la curva de distribución de tiempos de residencia.....	37
3.8	Mezclado del medio filtrante.....	39
3.9	Experimentos efectuados.....	39
3.9.1	Experimento uno: Procedimiento para la determinación de isotermas de sorción de agua en equilibrio.....	39
3.9.2	Experimento dos: Procedimiento para la determinación de los efectos de la composición del medio filtrante, el flujo de aire, la adición de agua y el mezclado del medio filtrante sobre la humedad, la densidad real y aparente, la fracción de espacios vacíos, el tamaño efectivo, la caída de presión y la distribución del gas en el medio filtrante.....	41
3.9.3	Experimento tres: Planta piloto para el tratamiento de H ₂ S.....	43
3.9.3.1	Cargas máxicas de H ₂ S aplicadas al biofiltro.....	45
3.9.3.2	Etapas de operación del sistema piloto.....	45
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
4.1	Isotermas de sorción de agua al equilibrio del medio filtrante.....	47
4.1.1	Introducción.....	47

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

4.1.2	Efectos de la humedad en la granulometría de la composta.....	47
4.1.3	Isotemas de sorción de agua al equilibrio.....	50
4.1.4	Conclusiones.....	53
4.2	Efectos de la composición del medio filtrante, el flujo de aire, la adición de agua y el mezclado de la cama sobre la humedad del medio filtrante, la densidad real y aparente, la fracción de espacio vacío, el tamaño efectivo, la caída de presión y la distribución del gas	54
4.2.1	Introducción.....	54
4.2.2	Efectos significativos sobre la humedad, densidad aparente, fracción de espacio vacío y compactación del medio filtrante	55
4.2.3	Efectos de la composición del medio, adición de agua, del flujo de aire aplicado, del mezclado de la cama y del tiempo de operación sobre la caída de presión	58
4.2.4	Distribución del aire en función del flujo de operación de las columnas y del tipo de medio filtrante utilizado	63
4.2.5	Conclusiones.....	68
4.3	Efecto del mezclado del medio filtrante y la carga másica sobre la eficiencia de remoción de H₂S en biofiltros de composta.....	71
4.3.1	Introducción.....	71
4.3.2	Resultados y discusión.....	72
4.3.2.1	Operación convencional de los biofiltros	72
4.3.2.2	Relación entre la carga másica aplicada, el tiempo de retención del gas y el porcentaje de eliminación de H ₂ S bajo una operación convencional	79
4.3.2.3	Tasa de disminución de pH en función de la carga másica aplicada	82
4.3.2.4	Relación entre la humedad en el medio filtrante y caída de presión	88
4.3.2.5	Eficiencia de remoción de H ₂ S bajo una operación con mezclado de medio filtrante	89
4.3.2.6	Caída de presión y tamaño de partícula.....	90
4.3.2.7	Balance de azufre.....	92
4.3.2.8	Efecto de la acumulación de sulfatos	92
4.3.2.9	Distribución del gas en el medio filtrante.....	95
4.3.3	Conclusiones.....	96
4.4	Efectos del mezclado del medio filtrante sobre su estructura física.....	98
4.4.1	Introducción.....	98
4.4.2	Metodología experimental	99
4.4.3	Resultados y discusión.....	100
4.4.3.1	Modelo de canales	100
4.4.3.2	Remoción de H ₂ S en los biofiltros	107
4.4.3.3	Cambios internos.....	109
4.4.4	Conclusiones.....	120
5	CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES.....	122
6	REFERENCIAS.....	124
7	ANEXOS.....	132
7.1	Anexo 1. Construcción de curvas de equilibrio humedad de aire vs humedad de medio filtrante.....	132

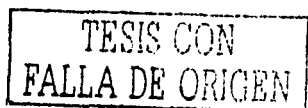
7.2	Anexo 2. Análisis de variancia para un diseño factorial de experimentos 2 ³	133
7.3	Anexo 3 Aspectos teóricos del estudio de trazado y del modelo de dispersión axial	161
7.4	Anexo 4 Ejemplo de la aplicación conjunta de la ecuación de Ergun, de estudios de trazado y de granulometría	170

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Ciclo biológico del azufre (adaptado de Fischer, 1984)	6
Figura 2.2. Distribución de especies del sulfuro de hidrógeno en función del pH.(Greenwood y Earnshaw, 1986).....	7
Figura 2.3. Clasificación de las tecnologías para la remoción de H ₂ S en corrientes gaseosas.	8
Figura 2.4 Esquema de un biofiltro	15
Figura 2.5 Versiones de biofiltros.	15
Figura 2.6 Relación entre fases en un biofiltro.	17
Figura 2.7 Esquemas de procesos y variables involucrados en el modelo de convección-difusión Reacción (CDR).....	26
Figura 3.1 Esquema y fotografía de una columna de biofiltración	35
Figura 3.2 Esquema y fotografías del sistema experimental utilizado para efectuar estudios de trazado.	38
Figura 3.3 Esquema y fotografía de una celda utilizada para determinar isotermas de sorción de agua al equilibrio.....	39
Figura 3.4 Fotografía y disposición experimental para la determinación de las isotermas de sorción de agua al equilibrio con diferentes medios filtrantes y condiciones de humedad del aire	40
Figura 3.5 Resumen de los experimentos efectuados para la determinación de los efectos del mezclado del medio, del flujo y de la adición del agua sobre parámetros físicos de cuatro medios filtrantes.	42
Figura 3.6 Esquema y fotografías de la planta piloto utilizada para determinar la influencia de los medios filtrantes sobre algunas características fisicoquímicas del medio	43
Figura 3.7 Esquema y fotografía de la planta piloto utilizada para la evaluación del tratamiento de H ₂ S por medio de biofiltros de composta.....	44
Figura 4.1 Curvas granulométricas de la composta húmeda (65%) y seca utilizada como medio.	48
Figura 4.2 Fotografía y distribución de partícula en función de la apertura de malla para composta húmeda y seca utilizada como medio.....	49
Figura 4.3 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a 5 °C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18. 7 m ³ /m ² /h.	52
Figura 4.4 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a temperatura ambiente que oscila entre 18 y 25°C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18. 7 m ³ /m ² /h	52
Figura 4.5 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a 35°C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18. 7 m ³ /m ² /h	53
Figura 4.6 a) Regresión lineal (coeficiente de correlación mínimo=0.95) de los perfiles de caída de presión obtenidos en 15 días de operación para	

	una columna empacada con composta y tezontle sujeta a la adición de agua sin mezclado de cama, y b) pendientes P/U de los perfiles obtenidos en "a" en función del tiempo.....	59
Figura 4.7.	Perfiles de la relación P/U en función del tiempo de operación bajo cuatro condiciones de operación; (A) operación sin adición de agua y sin mezclado del medio; (B) adición de agua solamente; (C) mezclado del medio solamente y (D) con mezclado del medio y adición de agua. (□: composta tezontle, ●: composta, ○: composta – lodo y Δ: composta-bagazo) sometidos a tres velocidades de aire (75, 300, 525 m/h).....	61
Figura 4.8	Número de dispersión axial y zonas muertas en función de las siguientes condiciones; (A) operación sin la adición de agua ni mezclado de la cama; (B) operación con la adición de agua solamente; (C) operación con mezclado de la cama solamente; (D) operación con mezclado de la cama y adición de agua. (E) columna de control. (□: composta tezontle, ●: composta, ○: compost –lodo y Δ: compost-bagazo) sometidos a tres velocidades de aire (75, 300 y 525 m/h).....	65
Figura 4.9	Caída de presión en función del tiempo de operación de las columnas y su explicación mediante la formación de canalizaciones en el tiempo y efectos de la adición de agua y mezclado del medio filtrante.	66
Figura 4.10	Esquema del proceso hipotético de la formación de canalizaciones de flujo favorecido por la presencia de agentes abultantes no compresibles en el medio y por la adición de agua.	68
Figura 4.11	Evolución de la concentración de H ₂ S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO I con carga másica de 4.3 a 4.6 gH ₂ S/m ³ /h (ver Tabla 3.4 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).....	73
Figura 4.12	Evolución de la concentración de H ₂ S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO II con carga másica de 8.3 a 8.6 gH ₂ S/m ³ /h (ver Tabla 3.5 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).	74
Figura 4.13	Evolución de la concentración de H ₂ S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO III con carga másica de 15.9 a 16.7 gH ₂ S/m ³ /h (ver Tabla 3.5 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).	75
Figura 4.14	Evolución de la caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al control C (ver Tabla 3.5 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).	76
Figura 4.15	Para cada biofiltro (o cargas másicas) se muestra el porcentaje de eliminación de H ₂ S promedio con sus respectivas desviaciones	



	estándar en función del tiempo de retención del gas en la cama vacía correspondiente a un lapso de operación del sistema de 70 días.....	81
Figura 4.16	Tasa de disminución del pH en función de la carga másica aplicada	83
Figura 4.17.	Capacidad tampón teórica del sistema $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ en función del pH considerando una alcalinidad promedio del medio filtrante por bicarbonato de $357 \pm 79 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$.	86
Figura 4.18	Fotografía que muestra las partículas de azufre elemental sobre la superficie de las partículas de composta.	89
Figura 4.19	Variación del diámetro de partícula calculado con la ecuación de Ergun en función de la altura de los biofiltros sin y con homogeneización del medio filtrante (A y B, respectivamente). Fotografía de la parte superior del biofiltro donde se muestra la aglutinación de partículas debido a la adición de agua.	91
Figura 4.20	Efecto de la acumulación de sulfatos sobre la eficiencia de remoción de H_2S .	94
Figura 4.21	Esquema de una planta piloto equivalente a los experimentos efectuados para evaluar los cambios físicos internos de un biofiltro.	99
Figura 4.22	Esquematación del modelo de canales	101
Figura 4.23	Remoción de H_2S (carga $4\text{gH}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$) y la acumulación de sulfatos en el tiempo de operación al considerar una operación convencional (Biofiltro II) y una con mezclado del medio filtrante (Biofiltro I a partir del día 141).	109
Figura 4.24	Relación entre los valores de los parámetros característicos de los biofiltros (Biofiltros I, II y control B) y el control A. El control A consistió de una muestra de composta al inicio del experimento. Los valores de los parámetros graficados se presentan en la Tabla 4.6.	111
Figura 4.25	Relación entre esfericidad y fracción de espacio vacío para las partículas de composta comparadas con partículas sólidas incompresibles.	113
Figura 4.26	Perfil típico de la caída de presión en el biofiltro II bajo una operación convencional en el día 40.	114
Figura 4.27	Ajuste de los datos experimentales correspondientes al biofiltro I mediante el modelo de Convección-Difusión-Reacción con una cinética de primer orden reportado por Ottengraf y Van den Oever (1983). C = concentración de H_2S influente, C_0 = concentración de H_2S efluente.	116
Figura 4.28	Curvas de distribución de tiempos de residencia para una operación convencional y bajo mezclado del medio filtrante al cabo de 206 días de operación.	119
Figura 4.29	Curvas de desorción del butano de la composta para una operación convencional y bajo mezclado de la cama. Temperatura = 19°C .	120
Figura 7.1.1	Curvas de humedad del medio filtrante vs tiempo de operación utilizando aire húmedo a 35, 75 y 100% de humedad a una	

temperatura de 5 °C con un medio filtrante de composta con lodo biológico.	132
Figura 7.2.1 Hoja de calculo utilizada para el análisis de los experimentos factoriales 2 ³	135
Figura 7.3.1 Representación de la dispersión axial.....	166
Figura 7.3.2 Ejemplos de canalizaciones, recirculaciones y zonas muertas en distintos equipos.....	168
Figura 7.4.1 Ejemplo de la aplicación simultánea de la ecuación de Ergun con los estudios de trazado y los estudios de granulometría.....	171

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

INDICE DE TABLAS

TABLA 2.1. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FISICOQUIMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO	9
TABLA 2.1 CONTINUACIÓN. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FISICOQUIMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO.....	10
TABLA 2.1 CONTINUACIÓN. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FISICOQUIMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO.....	11
TABLA 2.2. ALGUNOS MICROORGANISMOS IMPORTANTES ASOCIADOS CON LA OXIDACIÓN DEL H ₂ S.	12
TABLA 2.2 CONTINUACIÓN. ALGUNOS MICROORGANISMOS IMPORTANTES ASOCIADOS CON LA OXIDACIÓN DEL H ₂ S.	13
TABLA 2.3 CARACTERÍSTICAS DE LOS DISTINTOS TIPOS DE BIOFILTROS.....	16
TABLA 2.4 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS RECOMENDADAS PARA EL DISEÑO Y OPERACIÓN DE BIOFILTROS	19
TABLA 2.5 PROBLEMAS Y FACTORES ASOCIADOS CON LA HUMIDIFICACIÓN DEL GAS	22
TABLA 2.6 CAÍDA DE PRESIÓN DE GAS A TRAVÉS DE CAMAS FILTRANTES BAJO DISTINTAS CONDICIONES.	24
TABLA 3.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS MEDICIONES EFECTUADAS EN LOS EXPERIMENTOS	36
TABLA 3.2 CONDICIONES DE LOS EXPERIMENTOS EFECTUADOS PARA ISOTERMAS DE SORCIÓN DE AGUA AL EQUILIBRIO A 35 Y 5°C Y A TEMPERATURA AMBIENTE (18-25 °C).....	41
TABLA 3.3. CARGAS MÁSCAS DE H ₂ S, (g/m ³ /h) CON FLUJO DE GAS DE 10 l/min.	45
TABLA 3.4 DESCRIPCIÓN DE LAS CONDICIONES EXPERIMENTALES DEL SISTEMA PRESENTADAS EN EL TIEMPO DE OPERACIÓN DEL SISTEMA.	46
TABLA 4.1 VALORES PROMEDIO DE DISTINTOS PARÁMETROS OPERATIVOS DE LOS BIOFILTROS EN FUNCIÓN DEL ESTADO DE MEZCLADO DEL MEDIO FILTRANTE.....	78
TABLA 4.2 RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCIA DE LOS EXPERIMENTOS FACTORIALES 2 ²	79
TABLA 4.3 TIEMPOS DE CONSUMO DE ALCALINIDAD EN EL MEDIO FILTRANTE CON UNA ALCALINIDAD INICIAL DE 357 mgCaCO ₃ /L PARA DISMINUIR EL pH de 7.5 a 4 SEGÚN DISTINTAS CONSIDERACIONES	87
TABLA 4.4 CAMBIOS DE PRESIÓN Y EFICIENCIA DE OPERACIÓN EN FUNCIÓN DE LA HOMOGENEIZACIÓN DEL MEDIO Y DEL TIEMPO DE OPERACIÓN.....	89

TABLA 4.5 RESULTADOS DE LOS ESTUDIOS DE TRAZADO EN LOS TRES BIOFILTROS BAJO OPERACIÓN CONVENCIONAL Y MEZCLADO DE MEDIO FILTRANTE	95
TABLA 4.6 PASOS A SEGUIR PARA CARACTERIZAR UN MEDIO FILTRANTE. .107	
TABLA 4.7 RESPUESTA DEL MODELO DE CANALES BASADO EN DATOS EXPERIMENTALES PARA d , ε Y ϕ	110
TABLA 4.8 TASAS DE REMOCIÓN EN FUNCIÓN DEL AREA ESPECIFICA.....	117
TABLA 4.9. DISPERSIÓN DEL GAS EN EL MEDIO FILTRANTE MEDIDO A TRAVÉS DEL NÚMERO DE DISPERSIÓN AXIAL.....	118
TABLA 7.2.1 COMPOSTA CON TEZONTLE SOMETIDO SOLAMENTE A AIRE HÚMEDO	133
TABLA 7.2.2 COMPOSTA CON TEZONTLE SOMETIDO A AIRE HÚMEDO Y A LA ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE.....	134
TABLA 7.2.3 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN.....	137
TABLA 7.2.4 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN.....	138
TABLA 7.2.5 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN.....	139
TABLA 7.2.6 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN	140
TABLA 7.2.7 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN	141
TABLA 7.2.8 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN.	142
TABLA 7.2.9 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN.	143
TABLA 7.2.10 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN.....	144
TABLA 7.2.11 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN.....	145
TABLA 7.2.12 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DE MEDIO	146
TABLA 7.2.13 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA +	

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DE MEDIO	147
TABLA 7.2.14 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	148
TABLA 7.2.15 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	149
TABLA 7.2.16 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	150
TABLA 7.2.17 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	151
TABLA 7.2.18 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	152
TABLA 7.2.19 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	153
TABLA 7.2.20 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO	154
TABLA 7.2.21 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON AIRE HÚMEDO	155
TABLA 7.2.22 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE	156
TABLA 7.2.23 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON LODO CON AIRE HÚMEDO	157
TABLA 7.2.24 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON LODO CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE	158
TABLA 7.2.25 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON BAGAZO CON AIRE HÚMEDO	159
TABLA 7.2.26 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON BAGAZO CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE	160
TABLA 7.3.1 MODELOS DE DISPERSIÓN	165

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

NOMENCLATURA

- a_0 : Área superficial por unidad de volumen, $[L^{-1}]$
 a_c : Área ofrecida por los canales en un lecho, $[L^2]$
 A_j : Área de flujo en una sección de la biopelícula, $[L^2]$
 A_s : Área de una esfera, $[L^2]$
 A_L : Área de un lecho filtrante, $[L^2]$
 A_T : Área de la base del reactor o tanque, $[L^2]$
 A_x : Área del elemento diferencial de volumen perpendicular al flujo difusivo, $[L^2]$
- C : Concentración de sustrato, $[M L^{-3}]$
 C_A : Concentración del sustrato A a la salida, $[M L^{-3}]$
 C_{A0} : Concentración de A en la interfase gas líquido, $[M L^{-3}]$
 $C_{\theta i}$: Concentración de trazador correspondiente a un tiempo normalizado θ_i , $[M L^{-3}]$
 C_t : Concentración total de especies, $[M L^{-3}]$
- d_s : Diámetro de tamiz, $[L]$
 d : Diámetro de partícula, $[L]$
 d_c : Diámetro de canal, $[L]$
 d_T : Diámetro de un cilindro, $[L]$
 D : Difusividad en agua, $[L \theta^{-1}]$
- E : Función de distribución de tiempos de residencia, [adimensional]
- f_p : Fracción de partículas que salen de un tanque, [adimensional]
- h : Altura total del lecho filtrante, $[L]$
 H_i : Altura de una parte i del lecho filtrante, $[L]$
 H : Constante de la Ley de Henry, $[L^3 M^{-1}]$
- J : Tasa de difusión de sustrato, $[M L^2 \theta^{-1}]$
 j : Fracción de la altura total del lecho filtrante, [adimensional]
- k_R : Constante de reacción de primer orden, $[\theta^{-1}]$
- L : Espesor de la biopelícula, $[L]$
- n : Número de canales en el lecho, [adimensional]
 N : Flujo molar, $[M \theta^{-1}]$
 N_p : Número de partículas en el lecho, [adimensional]
- P : Presión, $[F L^{-2}]$
 P_A : Presión parcial de A, $[F L^{-2}]$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Q: Flujo volumétrico de gas, [$L^3 \theta^{-1}$]
- r: Radio, [L]
- r_A : Rapidez de reacción para el modelo de convección difusión reacción, [θ^{-1}]
- R: Constante de los gases ideales, [$F L M^{-1} T^{-1}$]
- S_0 : Area de flujo del tanque vacío, [L^2]
- t: Tiempo, [θ]
- t_r : Tiempo de residencia medio, [θ]
- t_i : Tiempo de retención del gas al inicio del experimento, [θ]
- t_f : Tiempo de retención del gas al final del experimento, [θ]
- T: Temperatura, [T]
- TRH_{ideal} : Tiempo de residencia teórico, [θ]
- U: Carga superficial, [$L \theta^{-1}$]
- V: Volumen, [L^3]
- V_p : Volumen de una partícula, [L^3]
- V_L : Volumen del lecho, [L^3]
- V_s : Volumen de una esfera, [L^3]
- x: Fracción masa, [adimensional]
- x_L : Fracción del espesor de biopelícula, [adimensional]

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Griega

- ϵ : Fracción de espacios vacíos, [adimensional]
- ϕ : Esfericidad de una partícula, [adimensional]
- ρ : Densidad, [$M L^{-3}$]
- μ : Viscosidad, [$L^2 \theta^{-1}$]
- θ_i : Tiempo de retención del gas normalizado a un tiempo i, [θ]
- θ_p : Tiempo de residencia medio normalizado, [θ]
- σ^2 : Variancia, [adimensional]
- σ_y^2 : Variancia normalizada, [adimensional]
- u : Velocidad del gas, [$L \theta^{-1}$]
- u_{gz} : Velocidad del gas en la dirección z (altura del biofiltro), [$L \theta^{-1}$]
- u_{gr} : Velocidad del gas en la dirección radial, [$L \theta^{-1}$]

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Justificación

Las plantas de tratamiento de aguas residuales son herramientas tecnológicas muy importantes para coadyuvar en la preservación del medio ambiente, en el reúso del agua y al control de enfermedades, particularmente las gastrointestinales, por lo que favorecer su instalación en todo el territorio nacional es altamente conveniente como parte de acciones de saneamiento básico en la población. Sin embargo, uno de los principales problemas asociados con las plantas de tratamiento de aguas residuales y que en algunos casos ha sido determinante para clausurar o evitar su instalación es la generación de olores. La fuente de olores en plantas de tratamiento está asociada con la generación y tratamiento de residuos sólidos como el lodo biológico o químico así como con el manejo del agua residual misma y con la degradación de la materia orgánica dentro de la planta de tratamiento e inclusive durante su trayecto hacia ella.

Los compuestos volátiles responsables de los malos olores en drenajes y plantas de tratamiento son resultado de la descomposición microbiológica de la materia orgánica contenida en el agua residual. Muchos de los compuestos responsables de los malos olores son perceptibles a muy bajas concentraciones, del orden de partes por billón. Carlson y Leiser (1966) clasificaron los malos olores según las siguientes categorías:

- a) Gases inorgánicos que incluyen al sulfuro de hidrógeno (H_2S) y al amoníaco (NH_3).
- b) Los ácidos como el acético, láctico y butírico
- c) Los altamente tóxicos como el indole, skatole, fenoles y mercaptanos
- d) Las aminas como la cadaverina y la putrescina.

El compuesto que contribuye en gran medida a la generación de olores es el sulfuro de hidrógeno (H_2S) y es por ello que su control y tratamiento adquiere relevancia. El tratamiento de este compuesto se puede llevar a cabo mediante procesos fisicoquímicos y biológicos, en donde, dentro de éstos últimos, se encuentra la biofiltración de gases. El biofiltro ha sido probado como una tecnología eficaz y económica para tratar compuestos orgánicos volátiles y controlar olores frente a diferentes sistemas para el control de la contaminación del aire (Deviny *et al.*, 1998).

De la literatura es posible establecer que los puntos de interés para mejorar la operación de los biofiltros se sitúan en favorecer la transferencia de masa, lo cual va de la mano con la interacción sustrato-microorganismo y la distribución del gas en el medio filtrante o el de evitar canalizaciones de flujo en el medio. Existen trabajos que se han enfocado a la disminución en la caída de presión a través del control de la humedad y de la obstrucción al flujo.

Para favorecer la transferencia de masa se han efectuado propuestas que tienen que ver con la introducción del gas y el diseño interno del biofiltro. Tal es el caso de alternar la dirección del flujo de gas dentro de un biofiltro (Kinney *et al.*, 1996), el establecer

corrientes externas de recirculación (Ritchie y Hill, 1995), el utilizar una doble película de líquido (Brink y Tamper, 1987; Cesário *et al.*, 1995), así como diseños de bioreactores que se alejan de lo convencional tal como el reactor denominado Biorotor desarrollado por Buisman *et al.*, (1990b) y un reactor en espiral presentado por Shim *et al.*, (1995) u otro más reciente basado en un flujo horizontal con mamparas (Lee *et al.*, 2001).

En cuanto a la disminución de la caída de presión en el biofiltro se ha recurrido básicamente al uso de agentes abultantes combinado con el control de humedad del medio. En este sentido es posible mencionar algunos trabajos que utilizaron composta como base a la cual se le agregó carbón activado (Weber y Hartmans, 1995), partículas de poliuretano (Zarook *et al.*, 1993) o poliestireno (Deshuses *et al.*, 1995) y partículas de vidrio (Zilli *et al.*, 1996) entre otros materiales. Para el control de la acidificación del medio filtrante, además de poseer las características anteriores, se le han agregado materiales con un rico contenido de carbonato de calcio como son las conchas de mar (Ergas *et al.*, 1995; Morgenroth *et al.*, 1995).

Uno de los aspectos que es muy poco mencionado y tratado en la literatura como medida para el mejoramiento de la operatividad del biofiltro es la homogeneización del medio filtrante por mezclado directo del mismo. En algunos trabajos (Sabo *et al.*, 1996; Van Lith *et al.*, 1996; Zarook *et al.*, 1997; Kennes y Thalasso, 1998) se llega a mencionar la importancia del mismo recomendando su estudio y ejecución. Sin embargo, son muy pocos los trabajos encontrados en la literatura que tienen como objetivo principal el estudio del mezclado del medio filtrante como factor de incremento en la operatividad de los biofiltros, siendo evidente la necesidad de llevarlo a cabo. En este sentido, dos trabajos que estudiaron este tema es el de Wubker *et al.*, (1997) y Auria *et al.*, (2000). El primero se refiere al movimiento de la cama mediante un tornillo sin fin, pero en un biofiltro percolador que es una tecnología distinta al biofiltro. El segundo evaluó el efecto del mezclado intermitente del medio y de la adición de agua sobre la remoción de tolueno en un biofiltro de turba. Los anteriores encontraron resultados positivos al mezclar el medio filtrante sobre la eficiencia de operación del sistema, y observaron la disminución de la eficiencia de remoción al suspender el mezclado de la cama. Ello lo explican básicamente tanto por el secado del medio, determinado experimentalmente, como por canalizaciones de flujo aducidas hipotéticamente. Es frecuente encontrar en la literatura la explicación de la disminución de la eficiencia de operación de biofiltros debido a canalizaciones de flujo, sin embargo la existencia de tales canalizaciones de flujo no se ha cuantificado ni soportado experimentalmente por estudios de trazado.

Con base en lo anterior, se planteó el siguiente problema general de estudio:

1.2 Definición del Problema general de trabajo

El problema que constituyó el objeto de investigación de esta tesis es el siguiente:

¿Que cambios sobre la estructura física del medio filtrante, la distribución del gas y la eficiencia de operación se producirá en un biofiltro de composta que trata H_2S bajo un régimen de operación convencional y uno con mezclado del empaque?

1.3 Planteamiento de la Hipótesis general de trabajo

La estructura física del medio filtrante así como la distribución del gas en el medio tenderán a ser homogéneas bajo un régimen de mezclado de cama a diferencia de lo que se puede esperar bajo un régimen de operación convencional lo que permitirá un incremento en la eficiencia de operación del biofiltro de composta al tratar H_2S . Esta hipótesis se fundamenta en el efecto positivo sobre la eficiencia de operación reportado por Auria et al. (2000) al trabajar con un biofiltro de turba que trató tolueno debido al mezclado intermitente del medio filtrante.

1.4 Objetivos de la investigación

Objetivo mediato:

Desarrollar tecnología nacional para el tratamiento de gases, aplicable bajo las condiciones impuestas por el medio mexicano, para coadyuvar en la resolución de los problemas que plantea el atraso y dependencia tecnológica del país en este campo.

Objetivos inmediatos:

Estudiar los efectos del mezclado del medio filtrante sobre la remoción de H_2S , la distribución del gas y la estructura física medio utilizando biofiltros de composta. Para ello se formularon los objetivos específicos de carácter técnico siguientes:

- Efectuar pruebas de secado y de trazado en distintos medios filtrantes.
- Efectuar el tratamiento de H_2S a nivel piloto bajo un régimen de operación convencional y otro que considere el mezclado quasi-continuo del medio filtrante.
- Estudiar las variables más importantes relacionadas con la operación de biofiltros de composta, evaluándolas bajo una operación convencional y bajo un régimen de mezclado de medio filtrante.
- Por otra parte, a diferencia de lo que es posible encontrar en la literatura, llevar a cabo el estudio de los cambios estructurales internos que sufre un medio filtrante a lo largo de su operación utilizando para ello una nueva técnica experimental basada en estudios de granulometría, determinación de la curva de distribución de tiempos de residencia mediante estudios de trazado y de caída de presión.

- Desarrollar un modelo que permita el cálculo del número de partículas, del número de canales de flujo, del diámetro de canal y del área específica a partir de la información generada por técnica experimental mencionada en el punto anterior.

Se escogió el H_2S como compuesto a tratar por su importancia en la generación de olores en plantas de tratamiento municipales, y al biofiltro, por ser la tecnología más simple, lo que permite una aplicación en México a escala real más promisoría comparada con otras tecnologías.

1.5 Estructura del plan de investigación

El plan general de la investigación fue dividido en tres fases: la primera fase contempló, en términos generales, el estudio de diferentes medios filtrantes, basados en composta y agentes abultantes, desde el punto de vista de su operatividad física; la segunda etapa de la investigación tomó como base algunos resultados de la primera etapa para estudiar el tratamiento de H_2S en función de una operación convencional y bajo un régimen de mezclado de medio filtrante. Finalmente, la tercera etapa de la investigación profundizó en los cambios estructurales internos que sufrió el medio filtrante bajo una operación convencional y bajo un régimen de mezclado de cama.

1.6 Estructura del reporte del trabajo

El presente documento fue dividido en cinco capítulos: Los fundamentos teóricos describen lo que es un biofiltro, sus variables de diseño y operación y en general el ámbito donde esta tecnología es aplicada así como las tendencias de investigación actuales. En el capítulo de metodología experimental se describen las técnicas experimentales utilizadas en la investigación. El capítulo de discusión de resultados fue dividido en tres partes que corresponden a las tres fases del plan general de investigación mencionadas en el párrafo anterior. Se termina con un capítulo de conclusiones generales de la investigación en donde también se hace mención de los temas de investigación que pueden ser abordados en el futuro surgidos de los resultados e hipótesis planteadas en este trabajo. Por último, se cuenta con anexos que muestran, en general, algunos procedimientos y aspectos teóricos sobre puntos específicos abordados en la discusión de resultados.

2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

El H_2S es el constituyente más característico de los gases producidos en los sistemas anaerobios y uno de los principales compuestos responsables de la generación de malos olores en plantas de tratamiento de aguas residuales (Carlson y Leiser, 1966; Metcalf y Eddy, 1991; Cho *et al.*, 1992; Allen y Phatak, 1993; Fdz-Polanco *et al.*, 1996; Martínez y Zamorano, 1996). Es por ello que gran cantidad de trabajos de investigación para el control de olores en el mundo se refieren al tratamiento de H_2S .

Las concentraciones de H_2S manejadas en plantas de tratamiento pueden variar considerablemente dependiendo del tipo de planta y del tipo de agua residual que éstas traten. En este sentido, Rands *et al.*, (1981) trabajaron con biofiltros a partir de composta con los cuales se daba tratamiento al gas con concentraciones de H_2S entre 45 y 537 ppm. Estos autores reportan concentraciones hasta de 1000 ppm de H_2S en el biogás producido por reactores anaerobios. Por otro lado, Pomeroy (1982) y Lang y Jager, (1992) reportan concentraciones de H_2S entre 0.6 y 1 ppm y 0.1 a 0.3 ppm respectivamente, ambos en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. En este mismo sentido, Webster *et al.*, (1996) reportan concentraciones de H_2S en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales entre 1 y 10 ppm. Como es evidente existe una variación amplia de concentraciones de H_2S encontradas en plantas de tratamiento. El H_2S posee un olor tal que generalmente enmascara el olor de los compuestos organo sulfurados (Bhatia, 1978).

Aunado a lo anterior, hay una gran necesidad de desarrollar tecnologías para remover el H_2S del agua tratada debido a su alta toxicidad, propiedades corrosivas, mal olor y demanda de oxígeno (Janssen *et al.*, 1995).

Para el tratamiento de malos olores existen tecnologías de tipo fisicoquímico y biotecnológico. Sin embargo, es claro que si se sigue y favorece una política para proteger el medio ambiente basada en principios de sustentabilidad, se verán favorecidos los procesos biotecnológicos sobre los fisicoquímicos debido a su bajo costo de operación, al bajo requerimiento de insumos (energía y reactivos), a la baja producción de desechos y a su alta eficacia de tratamiento (Revah y Noyola, 1996).

El tratamiento de H_2S está íntimamente ligado al ciclo del azufre en la naturaleza. El azufre circula permanentemente en la naturaleza debido a su continua oxidación y reducción y a procesos de asimilación y desasimilación (ver Figura 2.1). Las plantas y muchos de los organismos aerobios (bacterias, hongos etc.) llevan a cabo la asimilación del sulfato a través de su reducción con fines de biosíntesis, mientras que la desasimilación la ejecutan para la obtención de energía para su metabolismo. Como resultado de esta actividad biológica se produce el sulfuro de hidrógeno (H_2S) y el sulfuro de dimetilo ($(CH_3)_2S$), que son los compuestos reducidos más abundantes que escapan a la atmósfera.

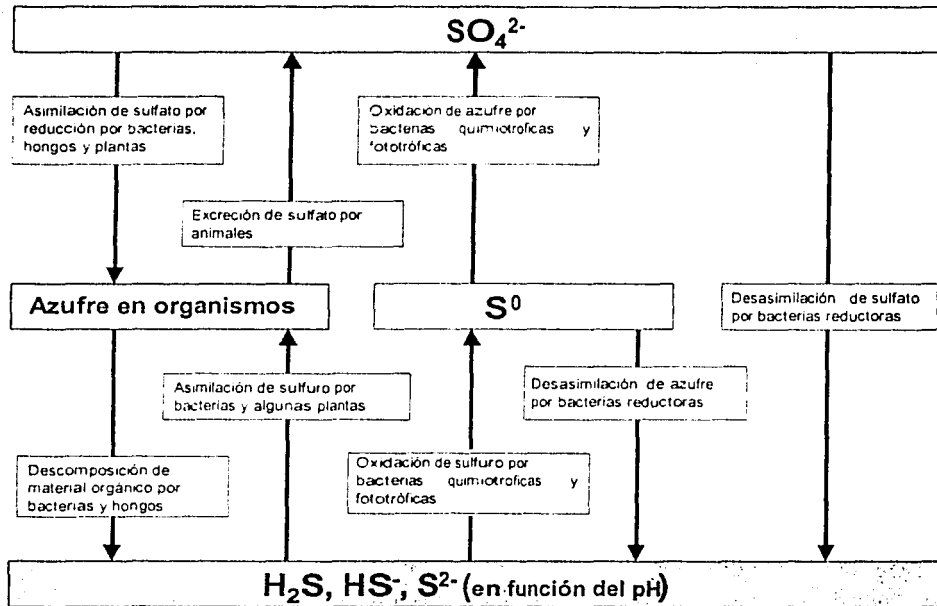


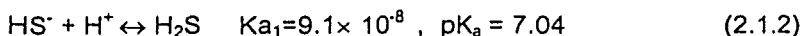
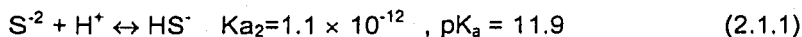
Figura 2.1. Ciclo biológico del azufre (adaptado de Fischer, 1984)

2.1 Características del H₂S

El H₂S es emitido a la atmósfera en cantidades considerables debido a diversas actividades industriales, tales como: la industria petroquímica, la alimenticia, la del procesamiento fotográfico, la del papel, la de los ingenios azucareros y la del tratamiento del gas natural.

El H₂S posee las siguientes características (Martin y Laffort, 1991): Gas inflamable y venenoso perceptible en el aire a concentraciones de 0.02-0.13 ppmv. Es un gas altamente tóxico y puede ser fatal. La exposición del ser humano al H₂S a bajas concentraciones puede causar dolores de cabeza, náusea e irritación de ojos y garganta así como rinitis, queratoconjuntivitis, fotofobia, tos intensa y bronconeumonía. La exposición a altas concentraciones puede causar parálisis del sistema respiratorio que resulta en la pérdida del conocimiento y la muerte. Concentraciones de H₂S que exceden el 0.2% (2000 ppmv) pueden ser fatales en seres humanos a una exposición de pocos minutos. El H₂S es también corrosivo y ataca a diferentes materiales (hierro, cobre, cemento etc.) así como dañino a los cultivos y a la vegetación en general.

Un aspecto importante para remover el H₂S es conocer la distribución de especies que este compuesto presenta en función del pH, es decir, los equilibrios parciales en disolución acuosa que son los siguientes:



En la Figura 2.2 es posible observar que prácticamente el S se encuentra como H_2S a un pH por debajo de 6. La fuerza motriz para el transporte del H_2S del líquido al gas es la diferencia en la presión parcial de H_2S al equilibrio con el líquido y la que en realidad hay en el gas. Cuando el H_2S es transferido a la fase gas, el equilibrio de disociación entre el H_2S y el HS^- es favorecido a la formación de más H_2S .

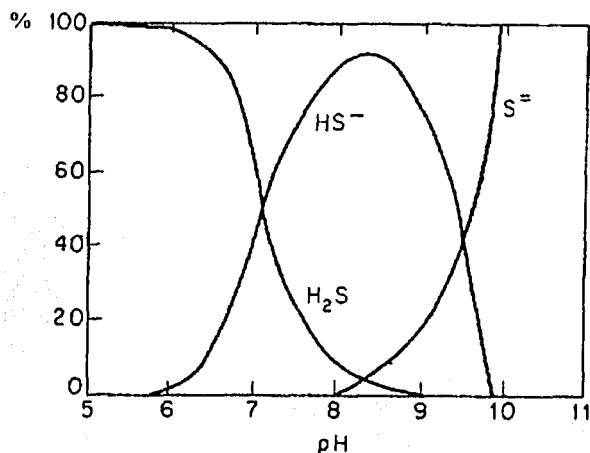


Figura 2.2. Distribución de especies del sulfuro de hidrógeno en función del pH. (Greenwood y Earnshaw, 1986)

2.2 Alternativas de tratamiento y control de H_2S en corrientes gaseosas

En la Figura 2.3 se muestra una clasificación de los procesos para la remoción de H_2S de corrientes gaseosas en las que es posible identificar cinco grandes grupos, es decir, 1) los procesos en donde se involucra la absorción del contaminante gaseoso en un líquido absorbente; 2) la adsorción del contaminante gaseoso sobre la superficie de un sólido; 3) procesos físicos donde el exponente más utilizado es la condensación a través del manejo del punto rocío del contaminante; 4) la precipitación química con base en el uso de FeCl_3 , muy recurrido en reactores anaerobios y 5) la oxidación que puede ser de tipo química o biológica. Es en este último rubro donde se encuentran los procesos químicos más comúnmente utilizados para el tratamiento del H_2S , así como los biológicos que si bien aún no son ampliamente aplicados, cuentan con un gran potencial de desarrollo como una alternativa viable a los procesos convencionales de tipo fisicoquímico.

Los tratamientos fisicoquímicos han sido utilizados con amplitud sobre todo en corrientes de gas con altas concentraciones de H_2S mayores a 3500 ppm (Van Groenestij y Hesselink, 1993). Sin embargo, al cabo de investigaciones orientadas al desarrollo de procesos eficaces y eficientes en la transformación y remoción del H_2S , se ha apuntado a los tratamientos biotecnológicos, sobretodo en corrientes de gas con altos flujos y bajas concentraciones de H_2S .

Muchos investigadores coinciden en afirmar que los tratamientos fisicoquímicos son más costosos que los biológicos y cuando se trata de gases con bajas concentraciones de H_2S y altos flujos de gas, esta diferencia se ve incrementada (Leson y Winer, 1991; Bohn, 1992; Utkin *et al.*, 1992; Van Groenestijn y Hesselink, 1993; Webster *et al.*, 1996; Chou y Huang, 1997; Leson y Smith, 1997; Sorial *et al.*, 1997). Básicamente es por ésto que en tales casos se deben favorecer los procesos biológicos sobre los procesos fisicoquímicos.

Una de las ventajas más importantes de los tratamientos biológicos sobre los procesos fisicoquímicos es que pueden llevarse a cabo a temperaturas cercanas a las del medio ambiente (10-40°C) y a presiones atmosféricas eliminando la necesidad de uso de energía asociada con el calentamiento y la compresión. En general, las ventajas de los procesos biotecnológicos son que transforman los contaminantes a sustancias no peligrosas sin acumulación de subproductos o desechos de difícil manejo, tienen costos de operación bajos además de poseer un balance energético adecuado (Revah y Noyola, 1996).

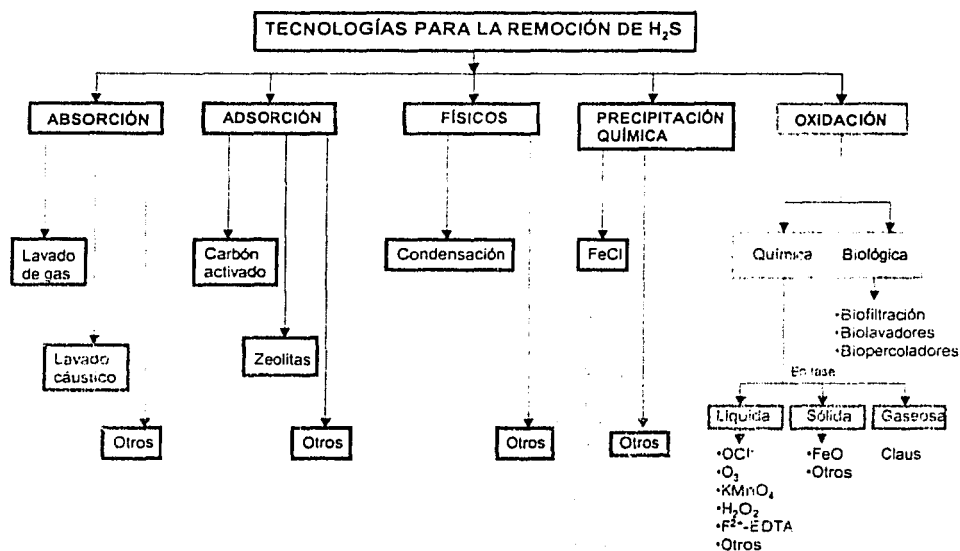


Figura 2.3. Clasificación de las tecnologías para la remoción de H_2S en corrientes gaseosas.

2.2.1 Tratamientos fisicoquímicos para la oxidación del H₂S

En la Tabla 2.1 se presentan las reacciones y los compuestos utilizados en algunos procesos fisicoquímicos importantes relacionados con el tratamiento de H₂S.

El proceso más utilizado para la oxidación del H₂S a S⁰ es el proceso "Claus" el cual se encuentra predominantemente en refinerías de petróleo y en plantas de tratamiento de gas natural. Como paso previo al proceso Claus, generalmente existe un sistema de lavado del gas para la absorción-desorción del H₂S.

Por otro lado, se pueden encontrar procesos que oxidan el H₂S a S⁰ con la característica común que regeneran el catalizador de la reacción. Estos casos son representados por el proceso LO-CAT y por procesos que utilizan óxidos de Hierro como oxidantes. Aunque estos procesos se comercializan básicamente para el tratamiento de una corriente gaseosa contaminada con H₂S y no tanto para la producción de S⁰ como es el caso del proceso Claus, llegan a representar una alternativa viable en este aspecto.

Por último están los procesos, que con base en oxidantes fuertes, transforman el H₂S a S⁰ pero no regeneran el reactivo y se incurren en altos costos de operación y mantenimiento, aspecto que va en detrimento al uso de estos sistemas.

TABLA 2.1. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FISICOQUIMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO

NOMBRE	COMPUESTOS UTILIZADOS	COMENTARIOS	REFERENCIA
Lavado de gas	Monoetilaminas Dietilenaminas Diglicolamina Metildietanolamina Etanolamina Diisopropanolamina tetrahidrotiofeno "sulfinol" N-metilpirolidina "purisol" Reacción: $R_2NH + H_2S \rightarrow R_2NH_2HS + \text{Calor}$	Existen distintos tipos de absorbentes cuya característica es la de ser básicos y dentro del proceso de lavado del gas, se regenera el absorbente. Como producto de lavado se descarga de nueva cuenta H ₂ S y CO ₂ . La energía de la reacción exotérmica en la absorción permite el precalentamiento del absorbente en la desorción. La torre de absorción trabaja en frío para que el equilibrio se desplace a la derecha mientras que la torre de desorción trabaja en caliente para que el equilibrio se desplace a la izquierda y se desorba el H ₂ S	West (1983)
Lavado caustico	NaOH 50% en peso, pH>12	La corriente gaseosa contaminada con H ₂ S ingresa a una torre de absorción en la cual interacciona con una disolución de NaOH al 50% a un pH mayor a 12. El absorbente no se regenera lo que implica un consumo alto de reactivo. Se calculó un costo de 2.7 USD/kg de H ₂ S removido.	Mansfield <i>et al.</i> (1992)

TABLA 2.1 CONTINUACIÓN. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FÍSICOQUÍMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO

Precipitación química	FeCl_2 Reacción: $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{FeS} + 2\text{H}^+$	La corriente gaseosa con H_2S se introduce a una torre absorbidora para disolver el H_2S y ya en fase acuosa se precipita como FeS al adicionar Fe^{2+} . Esto supone un consumo importante de FeCl_2 el cual no se regenera en el proceso.	Sarner, (1990)
Oxidación con cloro	$\text{HS}^- + \text{OCl}^- \rightarrow \text{S}^0 + \text{OH}^- + \text{Cl}^-$ a $\text{pH} < 7.5$ $\text{HS}^- + 4\text{OCl}^- \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ + 4\text{Cl}^-$ a $\text{pH} > 7.5$	La corriente gaseosa con H_2S se introduce a una torre absorbidora para disolver el H_2S y ya en fase acuosa se oxida con hipoclorito de sodio para producir azufre elemental o sulfato según sea el pH de la disolución. Esto supone un consumo importante de OCl^- el cual no se regenera en el proceso. En la presencia de compuestos orgánicos la cloración no es atractiva debido a la formación de compuestos organoclorados indeseables.	Candenan y Peters, (1990)
Oxidación con Ozono	$\text{HS}^- + \text{O}_3 \rightarrow \text{S}^0 + \text{OH}^- + \text{O}_2$ $\text{HS}^- + 4\text{O}_3 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 4\text{O}_2 + \text{H}^+$	La corriente gaseosa con H_2S se introduce a una torre absorbidora para disolver el H_2S y ya en fase acuosa se oxida con ozono que es un poderoso oxidante pero costoso. La oxidación del sulfuro es prácticamente instantánea y debido a la inestabilidad del ozono, éste se debe generar <i>in situ</i> .	Chen y Morris, (1972)
Oxidación con permanganato de potasio	$3\text{H}_2\text{S} + 2\text{KMnO}_4 \rightarrow 3\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 2\text{KOH}$ a $\text{pH} < 7.5$ $3\text{H}_2\text{S} + 8\text{KMnO}_4 \rightarrow 8\text{MnO}_2 + 3\text{K}_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{KOH}$ a $\text{pH} > 7.5$	La corriente gaseosa con H_2S se introduce a una torre absorbidora para disolver el H_2S y ya en fase acuosa se oxida con permanganato de potasio. El uso de este oxidante resulta no ser atractivo debido a su alto costo y a la generación de óxido de manganeso que debe ser dispuesto adecuadamente. Además, las reacciones al depender del pH, generan distintos compuestos con azufre.	Candenan y Peters, (1988)
Oxidación con Fe^{3+} (LO-CAT)	$\text{H}_2\text{S} + 2[\text{Fe}^{3+}] \rightarrow \text{S}^0 + 2[\text{Fe}^{2+}] + 2\text{H}^+$ Regeneración: $2[\text{Fe}^{2+}] + 0.5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2[\text{Fe}^{3+}] + 2\text{OH}^-$	Tanto el ión férrico como el ferroso se encuentran complejados con EDTA para evitar la precipitación como FeOH o FeS . Ello permite la regeneración del ión férrico a través de la inyección de aire (O_2). Tanto la reacción de oxidación del H_2S y la regeneración del reactivo se llevan a cabo al mismo tiempo y en el mismo equipo.	Thomson, (1980)
Oxidación con peróxido de hidrógeno	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O}$ a $\text{pH} < 6.5$ $2\text{H}_2\text{O}_2 + \text{S}^{2-} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$ a $\text{pH} > 6.5$	La corriente gaseosa con H_2S se introduce a una torre absorbidora para disolver el H_2S y ya en fase acuosa se oxida con peróxido de hidrógeno. Generalmente la reacción entre el H_2S y el H_2O_2 sucede en 10 a 15 minutos.	Candenan y Peters, (1988)
Oxidación con FeO	$\text{Fe}_2\text{O}_3 + 3\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{Fe}_2\text{S}_3 + 3\text{H}_2\text{O}$ Oxidación: $\text{FeO} + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{FeS} + \text{H}_2\text{O}$ $\text{Fe}_2\text{S}_3 + 3/2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}_2\text{O}_3 + 3\text{S}^0$ Regeneración: $\text{FeS} + 0.5\text{O}_2 \rightarrow \text{FeO} + \text{S}^0$	Este tratamiento se lleva a cabo mediante la interacción del gas contaminado con H_2S con un lecho sólido de óxido de Hierro. Como productos de la oxidación se forman sulfuros de Hierro. El óxido de Hierro se regenera a través de su oxidación con aire (O_2).	López <i>et al.</i> , (1992)



TABLA 2.1 CONTINUACIÓN. ALGUNAS CARACTERÍSTICAS DE PROCESOS FISICOQUÍMICOS IMPORTANTES EN LA REMOCIÓN Y TRANSFORMACIÓN DEL SULFURO DE HIDRÓGENO

Claus	$\text{H}_2\text{S} + 3/2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{calor}$ $2\text{H}_2\text{S} + \text{SO}_2 \leftrightarrow 3\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{calor}$	<p>Un tercio del H₂S es quemado con aire para formar SO₂ y éste último reacciona con el H₂S restante para oxidarlo a S⁰. La segunda reacción es un equilibrio por lo que no es posible obtener un 100% de conversión de H₂S a S⁰ por lo que se requieren múltiples etapas de oxidación (generalmente de 3 a 4). El S⁰ se obtiene como líquido. Este proceso es uno de los más utilizados para la producción de S⁰ en el mundo.</p>	Bruce, (1992)
-------	---	--	---------------

2.2.2 Tratamientos microbiológicos para la oxidación del H₂S

Se han desarrollado procesos biológicos para la transformación y tratamiento de H₂S como alternativa técnica- económica a los procesos fisicoquímicos, sin embargo la experiencia en aplicaciones industriales es aún limitada, aunque promisoría.

Para el tratamiento biológico de gases se han utilizado en mayor grado tres procesos de tratamiento, estos son; la biofiltración, los biolavadores y los biofiltros percoladores (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999). Esta clasificación de procesos se refiere a la forma en que el microorganismo es retenido en el medio, de su manutención a través del suministro de sustrato, nutrientes y oxígeno y de la forma en que operan sus principales variables de control (humedad para biofiltración, caída de presión, pH, temperatura etc.).

Los tres procesos son aplicables, no solamente para la remoción de H₂S, sino también para mezclas de gases con compuestos inorgánicos y orgánicos volátiles. En este sentido, es claro que este tipo de procesos utiliza cultivos mixtos con varios tipos de microorganismos a la vez, de tal manera que los requerimientos de los microorganismos determinarán en definitiva el diseño y tipo de procesos a utilizar.

En la Tabla 2.2 se resumen las características de los principales microorganismos utilizados para la oxidación del H₂S. Dentro de los microorganismos capaces de oxidar el H₂S, el género *Thiobacillus* parece ser el más aceptado para tal efecto debido a sus simples requerimientos nutritivos, su alta eficacia y resistencia a sustancias tóxicas y la viabilidad que tienen en un amplio intervalo de pH. Los más usados logran una oxidación directa del sulfuro a azufre y sulfatos mediante oxígeno suministrado por el aire. En otros casos (*Thiobacillus denitrificans*) la reducción de nitrato a N₂ permite la oxidación del sulfuro a sulfato. El *Thiobacillus ferroxidans* en particular, plantea un proceso de tratamiento de H₂S muy simple y eficaz en el cual se regenera el oxidante a través de la intervención del microorganismo, lo que viene a disminuir costos y a incrementar su viabilidad.

TABLA 2.2. ALGUNOS MICROORGANISMOS IMPORTANTES ASOCIADOS CON LA OXIDACIÓN DEL H₂S.

NOMBRE	COMENTARIOS	REFERENCIAS
<i>Chlorobium limicola</i> forma <i>thiosulfatophilum</i>	$2\text{H}_2\text{S} + \text{CO}_2 + h\nu \rightarrow 2\text{S}^0 + (\text{CH}_2\text{O}) + \text{H}_2\text{O}$ Microorganismo anaerobio autótrofo que utiliza como fuente de energía la luz lo que es una fuerte desventaja por los costos asociados con ello, sin embargo llega a representar una alternativa interesante al proceso Claus (TABLA 1). El sistema no depende del oxígeno, pues la oxidación del H ₂ S se lleva en un medio anaerobio en presencia de CO ₂ . El sistema por si solo favorece únicamente el crecimiento del <i>Chlorobium</i> debido a las altas concentraciones de H ₂ S en el medio, el cual funciona como un bactericida inhibiendo el crecimiento de otras bacterias anaerobias que compitan con la <i>Chlorobium</i> tal como las metanogénicas. Se menciona que la mayor ventaja que puede tener este proceso es la obtención de azufre y material orgánico reusable a partir de H ₂ S y CO ₂ .	Cork y Ma, (1982)
<i>Xanthomonas</i> sp. <i>Cadena</i> DY44	Microorganismo aerobio quimioheterótrofo reportado por primera vez por Cho <i>et al.</i> , (1992). El producto de la oxidación del H ₂ S es identificado como un polisulfuro y se obtuvo una tasa máxima de remoción de H ₂ S de 3.92 mmol (H ₂ S)g ⁻¹ (células secas) h ⁻¹ . El H ₂ S puede ser removido en presencia de otros contaminantes como metanol, sulfuro de dimetilo y disulfuro de dimetilo, aunque éstos dos últimos afectan significativamente la remoción de H ₂ S. Las principales ventajas del uso de este microorganismo estriban en que poseen tasas de crecimiento elevadas lo que facilita el arranque y control de la población en un reactor, no se produce SO ₄ ²⁻ lo que evita la disminución del pH y la consecuente afectación microbiana y puede tratar otro tipo de compuestos azufrados. Sin embargo, poseen tasas de oxidación más bajas que el <i>Thiobacillus</i> spp.	Cho <i>et al.</i> , (1992)
<i>Thiobacillus denitrificans</i>	Microorganismo facultativo quimioautótrofo. Su uso es ventajoso para la remoción de H ₂ S debido a su simple requerimiento nutricional. Se muestra que este tipo de microorganismos puede crecer sin que las condiciones heterótrofas lo afecten. La utilización de estos microorganismos trae asociado dos desventajas: la tasa de crecimiento del microorganismo es lenta comparada con los valores teóricos calculados debido a efectos limitantes ocasionados por la transferencia de masa de los nutrientes a las células bajo altas concentraciones de biomasa y por otro lado la producción de sulfatos al oxidar el H ₂ S, el cual se acumula en el medio, ya que a altas concentraciones, el sulfato inhibe al microorganismo debido a problemas de fuerza iónica.	Sublette y Silvestre, (1987) Ongcharit <i>et al.</i> , (1990)
<i>Thiobacillus thioparus</i> , <i>T. versutus</i> , <i>T. neopolitanus</i> y <i>T. thiooxidans</i>	Estos microorganismos han sido utilizados en plantas piloto ofreciendo características similares en su comportamiento. No ofrecen una ventaja clara sobre la utilización del <i>Thiobacillus denitrificans</i> , por el contrario ofrecen tasas de crecimiento menores y una baja utilización de amoníaco.	Cadenhead y Sublette, (1990)

TABLA 2.2 CONTINUACIÓN. ALGUNOS MICROORGANISMOS IMPORTANTES ASOCIADOS CON LA OXIDACIÓN DEL H₂S.

<p><i>Thiobacillus ferrooxidans</i></p>	<p>La oxidación del H₂S a S⁰ se lleva a cabo con sulfato férrico según la reacción: $H_2S + Fe_2(SO_4)_3 \rightarrow S^0 + 2FeSO_4 + H_2SO_4$. El sulfato férrico, puede ser regenerado a partir del sulfato ferroso usando <i>Thiobacillus ferrooxidans</i> y como sigue: $2FeSO_4 + H_2SO_4 + 0.5O_2 \rightarrow Fe_2(SO_4)_3 + H_2O$. El reactivo regenerado puede ser reutilizado para la oxidación del H₂S. La primera reacción es altamente cuantitativa evitando la descarga de gas con H₂S. Este proceso posee las siguientes ventajas: el azufre elemental formado es recuperado fácilmente debido a sus buenas características hidrofóbicas, como subproducto de las reacciones solamente se forma agua, hay regeneración del reactivo sin subproductos lo cual viene a disminuir costos de inversión y operación. En general, se calcula que el costo de operación de este proceso llamado BIO-SR llega a tener una tercera parte de los costos de operación de procesos convencionales. El proceso BIO-SR evita los fuertes problemas asociados a otros procesos microbiológicos para la oxidación de H₂S pues el H₂S no tiene efectos inhibitorios sobre el <i>Thiobacillus ferrooxidans</i> y el SO₄²⁻ no se acumula en el medio.</p>	<p>Asai <i>et al.</i>, (1990) Sontah y Shiratori, (1990) Satoh <i>et al.</i>, (1998)</p>
<p>Mezcla de <i>Thiobacillus</i> y heterótrofos</p>	<p>En el proceso BIOCYD, el aire contaminado pasa por un reactor relleno de un empaque inerte en el cual se ha desarrollado una película mixta de bacterias sulfoóxidantes y heterótrofas. Las reacciones son, en un inicio, una oxidación parcial del sulfuro al azufre: $2H_2S + O_2 \rightarrow 2S^0 + 2H_2O$. Si los niveles de oxígeno son altos y el azufre no es removido del reactor, se continua la reacción hasta sulfato $2S^0 + 2H_2O + 3O_2 \rightarrow 2H_2SO_4$. Se han diseñado y construido sistemas para tratar hasta 750 m³/min. Se han desarrollado sistemas capaces de tratar bajas concentraciones, como las encontradas en olores de planta de tratamiento de agua, y otros para altas concentraciones en donde operan 2 reactores consecutivos. Estos sistemas operan, además, para otros azufrados como el CS₂ y para compuestos orgánicos volátiles, incluyendo halogenados.</p>	<p>Torres <i>et al.</i>, (1993); Revah <i>et al.</i>, (1995); Hugler <i>et al.</i>, (1999)</p>

2.3 Biofiltración de gases

Uno de los procesos biotecnológicos más importantes aplicado para el tratamiento y control de malos olores es la biofiltración. Este sistema se basa en la interacción del gas con un medio orgánico cuya actividad de degradación proviene de los microorganismos que viven y se desarrollan en él. La suma de ambos se denomina medio biológico filtrante, constituyente esencial del biofiltro (Figura 2.4).

Este sistema fue propuesto desde 1920 para tratar malos olores en plantas de tratamiento de aguas residuales (Van Groenestijn y Hesselink, 1993) sin embargo una propuesta más formal fue hecha por Prues en 1940 según afirman Utkin *et al.*, (1992).

El principal componente del biofiltro es el medio biológico filtrante donde los compuestos indeseables en el aire, en primera instancia, son absorbidos y adsorbidos para poder ser degradados posteriormente por microorganismos.

El material de empaque del medio biológico filtrante es una mezcla de materiales naturales con un área específica y espacios vacíos grandes. Este puede ser composta, tierra o turba mezclada con un material abultante (partículas de poliestireno, madera, plumas, hojarasca, piedras, etc.). El medio posee la superficie y los nutrientes necesarios para que en ella se desarrolle una biopelícula de microorganismos que serán los responsables de la degradación de los compuestos indeseables en el gas.

Los biofiltros han sido aplicados con éxito en el tratamiento de malos olores en plantas de tratamiento de aguas residuales así como en plantas de compostaje (eliminación de H₂S). También han sido igualmente exitosos en el tratamiento de compuestos como Amoníaco, Monóxido de carbono, Acetona, Benceno, Butanol, Acetato de butilo, Dietilamina, Disulfuro de dimetilo, Etanol, Hexano, Etilbenceno, Butilaldehído, Metanol, Metiletilcetona, Estireno, Isopropanol, Metano, Metilmercaptano, Mono-,Di-, Triclorometano, Oxido de nitrógeno, Dióxidos de nitrógeno Pentano, Sulfuro de dimetilo Tiofenos, Tolueno, Tricloroetano, Tetracloroetano, 2-etil-hexanol y Xileno (Ottengraf y Van Den Oever, 1983; Mueller, 1988; Hodge *et al.*, 1991; Burshter *et al.*, 1993; Apel *et al.*, 1995; Ergas *et al.*, 1995 y Morgenroth *et al.*, 1995). Muchos de estos compuestos se generan en la industria de la pulpa y el papel, de la química, petroquímica y farmacéutica, de la fabricación de pinturas, adhesivos y recubrimientos así como de la industria alimenticia entre las que se encuentran la de saborizantes y fragancias, café, cocoa y pescado. Es decir, la biofiltración de gases posee un alto potencial de aplicación tanto en plantas de tratamiento de aguas residuales como en la industria.

La biofiltración es un proceso complejo que es afectado por varios factores como la oxigenación del medio, el contenido de humedad y nutrientes, el pH, la temperatura y los patrones de flujo en el medio. Debido a ello y a pesar de numerosos estudios que se han efectuado, Baltzis *et al.*, (1997) afirman que aún no se ha comprendido con cabalidad su funcionamiento, por lo que es necesario realizar mayores esfuerzos de investigación en este campo.

Por otro lado existen distintos diseños de biofiltros que han sido utilizados para el tratamiento de malos olores y compuestos orgánicos volátiles. En la Figura 2.5 y Tabla 2.3 se presentan los esquemas de proceso y características más relevantes de cada versión.

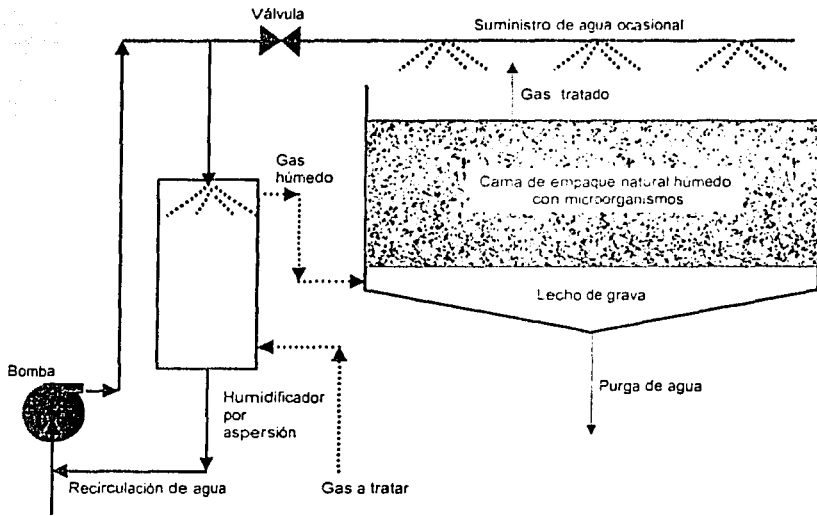


Figura 2.4 Esquema de un biofiltro

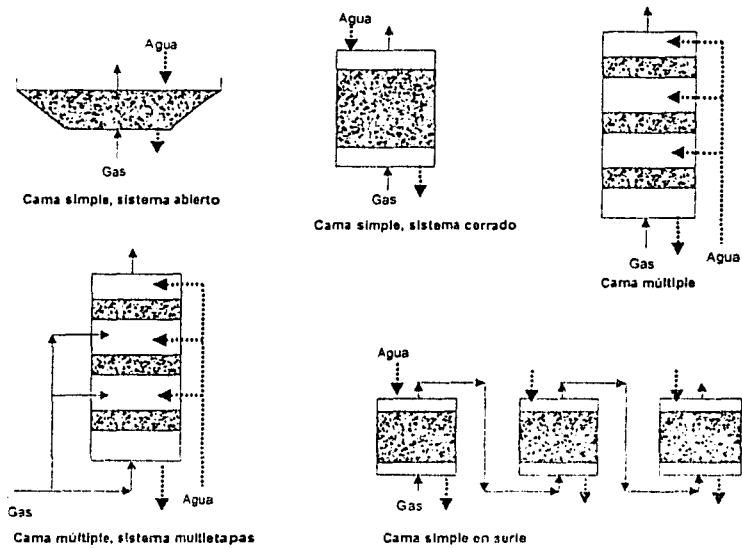


Figura 2.5 Versiones de biofiltros.



TABLA 2.3 CARACTERÍSTICAS DE LOS DISTINTOS TIPOS DE BIOFILTROS.

Tipo de sistema	Ventajas	Desventajas	Aplicaciones
Cama simple, sistema abierto	Diseño simple, mantenimiento e inversión bajos	Funcionamiento variable, difícil de monitorear, control de proceso limitado, requerimientos de espacio	Usado para el control de olores y COV's.
Cama simple, sistema cerrado	Diseño simple, mantenimiento e inversión bajos, se incrementa el control del proceso	Requerimientos de espacio	Tratamiento de COV's
Cama múltiple	Se reduce el espacio requerido, se incrementa la flexibilidad de operación del proceso, eficaz para el tratamiento de gases mixtos	Se incrementa la complejidad del diseño y la operación y su costo	Limitado para el uso a escala industrial, Se ha utilizado en plantas piloto y de laboratorio para la eliminación de COV's.
Sistema cama simple en serie	Alta flexibilidad en su funcionamiento y muy efectivo para el tratamiento de mezcla de gases.	Mayores costos de inversión y mantenimiento.	Tratamiento de mezclas de COV's a nivel piloto.
Sistema modular (Planta Paquete). Tipo cama múltiple.	Alta flexibilidad de tratamiento, automatizado y fácil de monitorear	Sistema patentado	Tratamiento de compuestos de azufre reducidos y Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BTEX).
Cama múltiple, sistema multietapas	Mejora la respuesta del sistema a picos orgánicos y de flujo. Gran flexibilidad en la operación y control del proceso.	Aún no probado a nivel piloto o escala industrial.	Tratamiento de COV's a nivel laboratorio.

(Adaptado de Swanson y Loehr, 1997)

2.3.1 Factores involucrados en la operación de biofiltros

Modelo básico

El compuesto a ser eliminado atraviesa por difusión la interfase entre el gas y la película de agua que rodea el material de empaque. Posteriormente el compuesto se dispersa en el agua hasta entrar en contacto con la biopelícula soportada en el empaque natural. Los microorganismos obtienen energía de la oxidación del compuesto. Simultáneamente a esto, hay difusión de oxígeno del gas al agua y a la biopelícula además de la expulsión de gases producto de la oxidación. Los microorganismos obtienen los nutrientes requeridos de la partícula sólida que los soporta. En la Figura 2.6 se muestra un esquema de este proceso.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

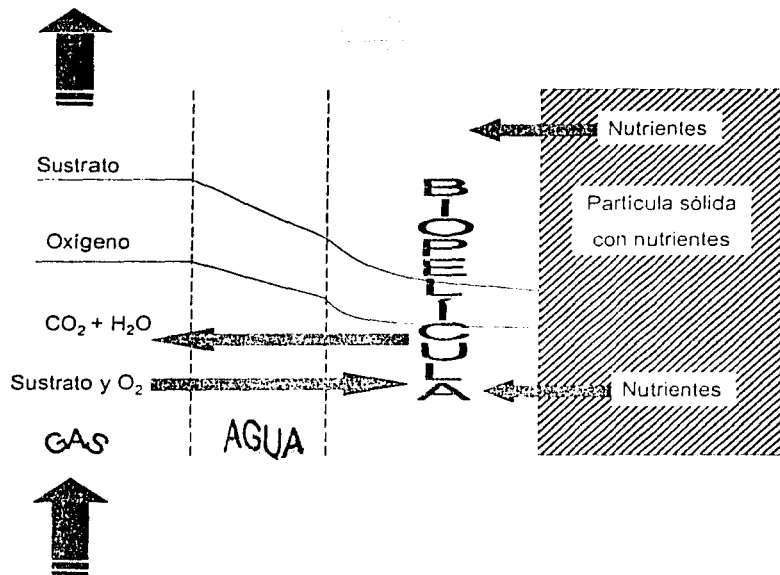


Figura 2.6 Relación entre fases en un biofiltro.

Fenómenos de adsorción/absorción

La biosorción de un compuesto consiste por una parte en la absorción del compuesto por la biopelícula y por otra en la adsorción del compuesto por las partículas de medio no colonizado con microorganismos (Bardtke *et al.*, 1987).

Tiempo de contacto con cama vacía (TCCV)

Es una medición indirecta del tiempo de residencia del gas al considerar que dicha medición se realiza sin tomar en cuenta el volumen ocupado por el medio (Tabla 2.4). En el cálculo del volumen real habría que conocer la porosidad del medio cosa que raramente se sabe (Swanson y Loehr, 1997).

Carga superficial

La carga superficial de gas (Tabla 2.4) es una medida del volumen de gas aplicado en una unidad de tiempo sobre la superficie de flujo del biofiltro. Para un biofiltro dado, una carga superficial alta puede ser a causa de flujos de gas altos lo que baja el TCCV y la eficacia de remoción de contaminantes. Se recomiendan aplicar cargas superficiales menores a 200 m³/m²/h (Sabo *et al.*, 1993).

Carga másica

La carga másica es la cantidad de masa aplicada al filtro por unidad de volumen por unidad de tiempo. Debido a que la carga másica incluye efectos del flujo volumétrico y de concentración, un biofiltro puede operar diferente a la misma carga másica. Otro factor que influye en la operación de los biofiltros es el régimen de flujo pues al calcular una carga másica se supone un mezclado perfecto ya que se utiliza en su cálculo la totalidad del volumen, y generalmente los filtros tienden a trabajar como flujo pistón. Este hecho produce que algunas zonas se encuentren sobrecargadas y otras no.

Tasa de remoción

La tasa de remoción (Tabla 2.4) de contaminantes se define como la cantidad de masa eliminada por unidad de volumen por unidad de tiempo.

Dimensionamiento

Para un gas dado, el volumen de biofiltro requerido para una eficacia de remoción dada depende básicamente del flujo de gas y de la concentración de contaminantes a remover. El área de flujo de gas será calculada a través de la carga superficial (Flux de gas) mientras que la altura se calculará con el tiempo de permanencia del gas dentro del sistema.

Generalmente la altura de los biofiltros varía entre 0.5 a 2.5 metros siendo la más utilizada la de 1 m (Williams y Miller, 1992). Construir biofiltros altos reduce el área de construcción pero es posible ocasionar problemas de sobrecarga superficial y másica en el sector del biofiltro que recibe al gas además de ocasionar cortos circuitos y zonas muertas dentro del filtro. Existe la posibilidad de dimensionar los biofiltros al hacer uso de modelos cinéticos aunque no es la más utilizada.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 2.4 ALGUNAS CARACTERÍSTICAS RECOMENDADAS PARA EL DISEÑO Y OPERACIÓN DE BIOFILTROS

Parámetro	Ecuación	Unidades típicas	Intervalo	Referencias
Tiempo de contacto en cama vacía (TCCV)	V/Q	segundos	15-60 30-60 30	Pomeroy, (1982) Williams y Miller, (1992) Severin <i>et al.</i> , (1993) Corsi y Seed, (1994)
Carga superficial	Q/A	$m^3/m^2/h$	50-200 300-500 18-96	Mueller (1988) Williams y Miller, (1992) Leson y Winer, (1991) Sabo <i>et al.</i> , (1993)
Carga másica	QC_i/V	$g/m^3/h$	10-160	Ottengraf y VanDenOever, (1983) Leson y Winer, (1991) Medina <i>et al.</i> , (1992) Severin <i>et al.</i> , (1993)
Tasa de remoción	$Q(C_i - C_e)/V$	$g/m^3/h$	10-160 10-100	Ottengraf y VanDenOever, (1983) Deviny <i>et al.</i> , (1993) Leson y Winer, (1991)
Eficacia de remoción	$(C_i - C_e)/C_i$	%	95-99	Leson y Winer, (1991) Marsh, (1992) Williams y Miller, (1992)

V: volumen del biofiltro, Q: flujo de gas, A: área, C_i: concentración influente, C_e: concentración efluente

Material filtrante

Para que un biofiltro trabaje eficaz y eficientemente se requiere un medio que cumpla con las siguientes condiciones (Bardtke *et al.*, 1987; Leson y Winer, 1991; Williams y Miller, 1992):

- Cantidad y diversidad de microorganismos
- Proporcionar una alta superficie para el desarrollo de la biopelícula y un buen contacto gas-biomasa.
- Buena disponibilidad de nutrientes (N, P, K)
- Que no existan malos olores asociados con el medio filtrante
- Buena capacidad de sorción
- Baja caída de presión
- Limitado grado de compactación del medio para reducir la necesidad de mantenimiento y su reemplazo.
- Bajo costo
- Alta disponibilidad

En la preparación del medio filtrante se ha utilizado composta, tierra, turba y lodo biológico. La hojarasca, plumas, pedazos de madera, arcilla porosa, partículas de lava, piedras, esferas de poliestireno y carbón activado pueden ser utilizados como agentes abultantes para incrementar la porosidad del medio, su superficie reactiva y reducir la caída de presión (Leson y Winer, 1991, Van Groenestijn y Hesselink, 1993;). El carbón

activado es adicionado al medio para incrementar la capacidad tampón del mismo y la adsorción de contaminantes lo que reduce considerablemente el volumen del biofiltro (Ottengraf, 1986). El medio también puede ser acondicionado con piedra caliza, alúmina, sílica y otras bases para incrementar la capacidad de adsorción así como la de neutralización de los ácidos que se forman con el tiempo (Bohn, 1992; Williams y Miller, 1992).

Los medios filtrantes con base en composta y suelo parecen ser los más utilizados actualmente. En un biofiltro y dependiendo las condiciones de operación del mismo, la cama debe ser reemplazada en 1 a 5 años (Bohn, 1992).

Algunas recomendaciones, encontradas en la literatura, de cómo obtener un medio adecuado para la biofiltración se listan a continuación:

Poseer una fracción de poros del 80%, un diámetro de partícula mayor a 4 mm y un contenido de materia orgánica mayor al 55% (Eitner, 1989 en Leson y Winer, 1991).

Mezclar gránulos de polietileno (diámetros de 4 mm) con composta con una relación 1:1 lo que tendrá una caída de presión de 8 mmH₂O en una columna de 1 m con una carga superficial de 200 m³/m²/h (Utkin *et al.*, 1992).

Agregar volúmenes iguales de viruta de madera, composta, estiércol y paja (Lang y Jager, 1992).

Cernir el material del medio para remover finos incrementa la calidad del medio y reduce la caída de presión (Allen y Phatak, 1993).

Para prevenir una excesiva caída de presión se recomienda que el 60% en peso del medio filtrante esté formado por material con partículas mayores a 4 mm (Corsi y Seed, 1994).

Con cierta periodicidad es recomendable mover y mezclar el medio filtrante para que permanezca constante su porosidad y homogeneizar su actividad (Williams y Miller, 1992; Swanson y Loehr, 1997).

Condiciones fluidodinámicas

El comportamiento fluidodinámico del gas dentro de un biofiltro ha sido reportado como tendiente a flujo pistón. Uno de los factores importantes a considerar para asegurar el buen funcionamiento de un biofiltro es la buena distribución y homogeneización del gas con el objeto de evitar zonas muertas dentro del biofiltro. Conforme el gas ingresa a la cama, las partículas del medio filtrante ejercen influencia sobre el gas produciendo canalizaciones y zonas muertas dentro del mismo. Una investigación más profunda sobre los aspectos fluidodinámicos del gas deben llevarse a cabo para determinar con exactitud el grado de influencia del medio sobre el gas, las zonas muertas generadas y relacionar esto con el cambio en la capacidad de tratamiento del biofiltro.

Pretratamiento del influente

Para asegurar un adecuado tratamiento del gas y funcionamiento del sistema puede ser necesario incluir en el tratamiento del gas distintas operaciones de acondicionamiento del gas previo a su ingreso al biofiltro.

Dentro de las operaciones más importantes se tienen la remoción de partículas grandes en suspensión en el gas, la ecualización de la carga másica cuando se presentan variaciones abruptas que puedan afectar el proceso, la regulación de la temperatura la cual se recomienda que se encuentre en un intervalo de 25 a 35 °C (Swanson *et al.*, 1997), una buena distribución del gas y sobre todo un buen control del contenido de agua del gas. La humidificación del gas así como el contenido de agua de la cama del biofiltro es el parámetro de control más importante del biofiltro (Bardtke *et al.*, 1987; Cho *et al.*, 1991; Leson y Winer, 1991; Bohn, 1992; Allen y Phatak, 1993; Van Groenestijn y Hesselink, 1993; Sorial *et al.*, 1997; Swanson y Loehr., 1997).

Humidificación

La humidificación del gas permite mantener con agua la cama del biofiltro lo cual es esencial para la supervivencia y el metabolismo de los microorganismos responsables de la degradación de los contaminantes del gas.

Se recomienda que el gas contenga una humedad relativa mayor al 95% y que la cama del biofiltro posea una humedad entre el 40 y el 60% en peso (Leson y Winer, 1991; Bohn, 1992; Swanson y Loehr, 1997). En la Tabla 2.5 se muestran algunos problemas y factores asociados con la humidificación del medio filtrante del biofiltro.

Como regla heurística, el consumo de agua en un biofiltro se encuentra entre 1.5 a 3 ml de agua por cada m³ de gas tratado (Leson y Winer, 1991).

pH y alcalinidad

Para muchos procesos biológicos el intervalo de pH óptimo se encuentra entre 7-8. Al no existir en el biofiltro una masa de agua que circule a través del medio es previsible la acumulación de ácidos como producto de la degradación de compuestos. Tal es el caso del H₂S y compuestos orgánicos azufrados que producen H₂SO₄, o la degradación de NH₃ y compuestos orgánicos nitrogenados los cuales producen la acumulación de HNO₃ en el medio así como la degradación de compuestos organoclorados que forman HCl.

Para prevenir la acidificación del medio es posible agregar estequiométricamente compuestos básicos al medio filtrante y/o lavar periódicamente el medio con agua, considerando en ambas técnicas los inconvenientes de costo, disminución de vida útil, consumo de agua y lavado de nutrientes que esto acarrea.

Sin embargo se ha reportado que para el tratamiento de H_2S y algunos compuestos orgánicos volátiles la eficacia del tratamiento no ha sido afectada por el descenso del pH debido a la proliferación de bacterias como la *Thiobacillus sp.* que puede desarrollarse a pH tan bajos como de 1 o 2 (Van Groenestijn y Hesselink, 1993; Webster *et al.*, 1996). Con esta experiencia, el control de pH en el medio para la degradación de H_2S puede no ser un problema.

TABLA 2.5 PROBLEMAS Y FACTORES ASOCIADOS CON LA HUMIDIFICACIÓN DEL GAS

Alto contenido de agua	Bajo contenido de agua	Factores que complican el mantenimiento de humedad en el biofiltro	Técnicas de humidificación
<ul style="list-style-type: none"> Alta caída de presión Disminución del tiempo de retención del gas Problemas de oxigenación Formación de malos olores debido a condiciones anaerobias Lavado de nutrientes del medio Compactación de la cama Generación de residuos líquidos con pH bajo 	<ul style="list-style-type: none"> Disminución de la actividad microbiana Dificultad para rehidratar materiales hidrofóbicos 	<ul style="list-style-type: none"> Alta velocidad de gas con humedad relativa menor a 95% seca el medio Reacciones exotérmicas las cuales incrementan la temperatura del medio y facilitan la evaporación del agua del medio 	<ul style="list-style-type: none"> Torres humidificadoras empacadas o de aspersión de agua Humidificación con tubos venturi puestos en la corriente de gas Adición directa de agua al medio filtrante Combinación de los dos anteriores

Información obtenida de Leson y Winer, 1991; Bohn, 1992 y Swanson y Loehr, 1997

Toxicidad y nutrientes

Algunos compuestos fungen como sustratos o como tóxicos dependiendo de la concentración en que se encuentren. Para el caso del tratamiento de compuestos azufrados como el metilmercaptano se ha encontrado que a concentraciones superiores a 19 ppm presenta efectos de toxicidad sobre el biofiltro (Allen y Yang, 1991). Por otra parte Hirayama y Vetter, (1989) y Buisman *et al.*, (1991) al tratar H_2S observaron que este compuesto presenta ciertos niveles de inhibición para la bacteria *Thiobacilli sp.* en un intervalo de concentración entre 5 y 30 ppm. Los niveles máximos de contaminante tolerables por un biofiltro deben ser determinados en pruebas piloto pues ello depende de varias condiciones como la temperatura, disponibilidad de nutrientes, de las características del medio utilizado y del compuesto a tratar.

Por otro lado, la disponibilidad y adición de nutrientes al biofiltro deben ser consideradas en el diseño y operación del mismo. Esto dependerá del tipo de medio

filtrante con el que se esté trabajando. Los compuestos más comunes utilizados para adicionar nutrientes son el NH_4NO_3 y K_2HPO_4 (Hodge *et al.*, 1991).

Caída de presión y consumo energético

El flujo de gas a través de la cama del biofiltro produce una caída de presión que impacta directamente la potencia requerida para sostener dicho flujo. La caída de presión se ve afectada por la compactación del medio en el transcurso del tiempo de operación. Un consumo energético típico está entre 1.8-2.5 kWh/1000 m³ de gas tratado (Leson y Winer, 1991).

Por otra parte, Williams y Miller (1992) recomiendan agitar y rehomoginizar la cama compactada para evitar el incremento de las caídas de presión y mantener uniforme la actividad del lecho. En la Tabla 2.6 se presenta información relacionada con la caída de presión en distintas condiciones.

Modelos

Algunos trabajos sobre biofiltración de gases (Bradtke *et al.*, 1987; Bohn, 1992) analizan las cinéticas de remoción de sustrato a través del ajuste de un modelo cinético con reacción de primer orden en el cual se considera al biofiltro como una caja negra. Aunque el ajuste es exacto en estos casos, la información que proporciona se limita a una descripción general de la capacidad de eliminación del sustrato sin importar los fenómenos que suceden dentro del biofiltro.

Otros modelos consideran las cinéticas de reacción conjuntamente con aspectos relacionados con la transferencia de masa del sustrato. Se ha tomado en cuenta la transferencia de masa del seno del fluido a la interfase de la biopelícula y de ésta al seno de la misma simultáneamente con el proceso de reacción. La transferencia de masa en el seno del fluido se ha simulado mediante convección de donde surge la constante de transferencia de masa mientras que la transferencia de masa dentro de la biopelícula se asume que es por difusión para lo cual se aplica la ley de Fick. La reacción dentro de la biopelícula se supone que sigue una cinética de reacción tipo Michaelis-Menten la cual a bajas concentraciones de sustrato se transforma en una cinética de primer orden y a concentraciones altas en una de orden cero.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 2.6 CAIDA DE PRESIÓN DE GAS A TRAVÉS DE CAMAS FILTRANTES BAJO DISTINTAS CONDICIONES.

Carga superficial (m ³ /m ² /h)	Area de flujo (m ²)	Altura de lecho (m)	Medio filtrante	ΔP (mmH ₂ O)	Referencia
20	NE	0.8	Composta	50-80	Hartman, (1977) en Ottengraf <i>et al.</i> , (1984)
60-80	264-288	1.0	Composta con humus	160-180	Gust <i>et al.</i> , (1979) en Ottengraf <i>et al.</i> , (1984)
12	200	0.8	Composta	100	Ottengraf <i>et al.</i> , (1984)
17	12	1.0	Composta de: Basura Corteza de árbol Turba	80-150 40-80 10-30	Bardtke <i>et al.</i> , (1987)
100-400	NE	NE	Composta Composta con agente abultante	50-300 25-90	Feenstra (1984) en Leson y Winer, (1991).
200	NE	NE	Composta con gránulos de polietileno	8	Utkin <i>et al.</i> , (1992)
7	0.017	1.0	Composta	80	Allen y Phatak (1993)
2.3	0.0091	0.25	Composta de: Basura Pollos Corteza de pino Turba	0.175 0.0 3.87	Holt y Lackey, (1995)
55	0.0044	1.0	Composta con carbón activado	25	Webster <i>et al.</i> , (1996)

NE: no especificado.

Uno de los primeros modelos matemáticos basado en los conceptos expuestos en el párrafo anterior fue presentado por Ottengraf y Van den Oever (1983). Este modelo es uno de los más utilizados (Zarook *et al.*, 1997, Zarook y Shaikh, 1997) para la descripción del funcionamiento tanto de biofiltros como de biofiltros percoladores que tratan compuestos orgánicos e inorgánicos puros o mezclas de ellos.

Por otro lado, se han desarrollado otros modelos matemáticos que toman como base el de Ottengraf y consideran aspectos como la adición de adsorbentes al lecho filtrante como es el caso de carbón activado (Kirchner *et al.*, 1987; Abumaizar *et al.*, 1997,), la influencia de la concentración de oxígeno en la biopelícula (Zarook *et al.*, 1993), el modelado considerando un régimen transitorio en donde hay que tomar en cuenta, además de la transferencia de masa y la reacción, la adsorción de sustrato en las partículas de lecho filtrante (Zarook y Baltzis, 1994, Deshusses *et al.*, 1995). En este último aspecto, Hodge y Devinny, (1995) desarrollaron un modelo bajo condiciones

dinámicas de operación con una cinética de primer orden; sin embargo no tomaron en cuenta la difusión del sustrato dentro de la biopelícula ni su adsorción al considerar que tanto el sólido como la biopelícula forman una sola unidad indisoluble, es decir, solamente existe la transferencia de masa del seno del fluido al sitio de reacción que es la superficie de la partícula.

Un esfuerzo más completo en cuanto al desarrollo de modelos dinámicos lo representa el trabajo de Zarook *et al.*, (1997) en el cual desarrollaron un modelo que considera un régimen transitorio incluyendo los efectos de la dispersión axial del gas, los efectos en la limitación de oxígeno, los fenómenos de adsorción y evidentemente una cinética de degradación tipo Michaelis-Menten. Para el caso en que se esté tratando de simular la degradación de un sólo componente, el modelo de Ottengraf es bastante exacto mientras que al simular el tratamiento de mezclas de compuestos deja de serlo hasta cierto punto dependiendo de los compuestos que se manejen y es donde el modelo de Zarook *et al.* adquiere relevancia.

Con respecto a la aplicación de los modelos, Govind *et al.* (1993) mencionan que los modelos, ya sea que describan situaciones en estado estacionario o dinámico con cinéticas de primer orden, se aplican a concentraciones bajas de sustrato, menores a 300 ppmv.

2.3.2 Modelo de convección-difusión con reacción (Modelo CDR)

Este modelo considera el transporte del sustrato A por convección del seno del fluido de gas a la superficie de la partícula o interfase así como los fenómenos de transporte y reacción dentro de la biopelícula. La transferencia de masa dentro de la biopelícula se supone es de tipo difusiva con reacción homogénea.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

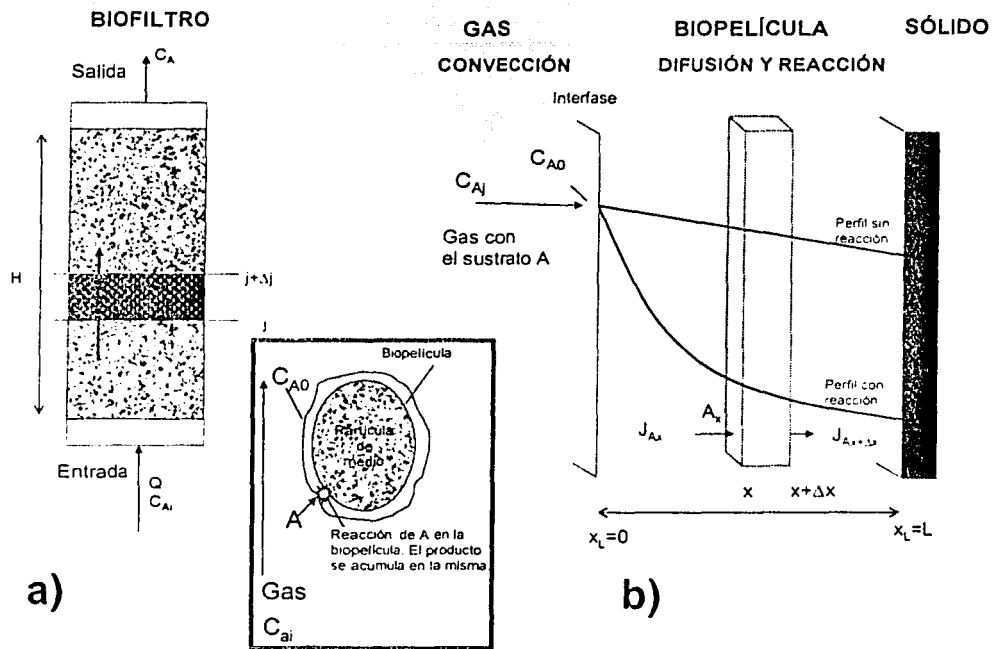


Figura 2.7 Esquemas de procesos y variables involucrados en el modelo de convección-difusión Reacción (CDR).

En general, el procedimiento que se sigue para el desarrollo de este modelo es:

- 1) Se desarrolla la ecuación de rapidez de transferencia de masa de tal forma que se debe encontrar una expresión para el flujo molar del sustrato A (N_{A_i}) utilizando la ecuación del perfil de concentraciones dentro de la biopelícula.
- 2) Establecer una ecuación que permita la predicción del perfil de concentraciones de A en función del espesor de la biopelícula. Para ello se resuelve una ecuación diferencial de segundo orden homogénea resultante de la combinación de un balance de masa diferencial en una unidad de volumen dentro de la biopelícula con la ley de Fick para la descripción del transporte difusivo.

El modelo CDR se basa en los siguientes supuestos:

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- 1) El gas que atraviesa el lecho filtrante presenta un régimen de flujo turbulento. Con ello se desprecian fenómenos de dispersión axial.
- 2) El gas contiene el sustrato A cuya concentración a la entrada es baja (solución diluida)
- 3) La reacción que se lleva a cabo es de primer orden.
- 4) El biofiltro opera en un estado estacionario donde la temperatura y la presión del sistema permanecen constantes a lo largo del reactor.
- 5) En el modelo se hace la simplificación de que la fase acuosa junto con la biopelícula y la partícula sólida (soporte de la biopelícula) es una sola unidad uniforme donde la reacción sucede en su interior.
- 6) La velocidad del gas es unidireccional y uniforme de tal forma que:

$$\frac{dv_{gz}}{dz} = 0 \quad (2.3.1)$$

y que no hay flujo radial de gas, o sea:

$$v_{gr} = 0 \quad (2.3.2)$$

Para sustentar la suposición de que la velocidad del gas es constante se supone una operación isotérmica e isobárica además de que el consumo del sustrato A, que se encuentra a bajas concentraciones, no afectará el flujo total del gas (aire +A).

8) Se supone que la rapidez de transferencia de masa del seno del fluido a la superficie de la partícula es de la misma magnitud que la reacción que se produce sobre la superficie, de tal forma que no cabe la eliminación de alguno de los dos procesos.

Ecuación de rapidez de transferencia de masa

Para establecer la ecuación de rapidez de transferencia de masa se dice que (Ver Figura 2.7-a):

$$\text{Flujo Molar de A que entra a } j \quad \text{---} \quad \text{Flujo molar de A que sale de } j \quad \text{---} \quad \text{Flujo Molar de A Transferido a la Partícula en } A_T \Delta j \quad = 0$$

donde $A_T \Delta j$ es un elemento diferencial de volumen de medio filtrante. A_T es el área total que es perpendicular al flujo.

Se supone que el sistema está en estado estacionario, por lo que no hay acumulación de masa.

Es decir:

$$A_T [N_{Aj} - N_{Aj+\Delta j}] - N_{Ai} a_0 A_T \Delta j = 0 \quad (2.3.3)$$

a_0 es el área específica de las partículas que constituyen el medio filtrante.

Esta expresión se divide entre $A_T \Delta j$ (volumen diferencial de medio filtrante) y se toma el $\lim \Delta j=0$, obteniéndose lo siguiente:

$$\frac{[N_{Aj} - N_{Aj+\Delta j}]}{\Delta j} - N_{Ai} a_0 = 0 \quad (2.3.4)$$

la cual al multiplicar el primer sumando por -1 e invertir la posición de las N_A se tiene que:

$$-\frac{dN_{Aj}}{dj} - N_{Ai} a_0 = 0 \quad (2.3.5)$$

donde N_{Aj} (flujo molar de A en la dirección j) caracteriza solamente la parte de flujo convectivo de la corriente gaseosa donde $N_{Aj} = C_{Au} v_j$ y se considera que la velocidad v_j es la velocidad promedio de la corriente gaseosa.

Perfil de concentraciones de sustrato en función del espesor de biopelícula:

La reacción que se lleva a cabo dentro de la biopelícula es de primer orden dado por la siguiente ecuación:

$$r_A = k_R C_A \quad (2.3.6)$$

donde r_A es la rapidez de reacción, k_R es la constante de reacción de primer orden y C_A es la concentración de sustrato A.

El balance de masa sobre el elemento diferencial de volumen $\Delta x \Delta x$ (Figura 2.7-b) dentro de la biopelícula es el siguiente:

$$\begin{array}{l} \text{Tasa de difusión} \\ \text{de A que entra a } x \end{array} \quad \text{---} \quad \begin{array}{l} \text{Tasa de difusión} \\ \text{de A que sale en} \\ x + \Delta x \end{array} \quad \text{---} \quad \begin{array}{l} \text{Tasa de consumo} \\ \text{de A por reacción} \\ \text{en el elemento} \\ A_x \Delta x \end{array} = 0$$

donde A_x es el área del elemento diferencial de volumen perpendicular al flujo difusivo.

En términos matemáticos es:

$$A_x [J_{Ax} - J_{Ax+\Delta x}] - r_A A_x \Delta x = 0 \quad (2.3.7)$$

donde J es la tasa de difusión de sustrato.

Dividiendo entre $A_x \Delta x$ y al tomar el $\text{Lim } \Delta x \rightarrow 0$, la expresión diferencial para la expresión 2.3.7 resulta ser:

$$-\frac{dJ_A}{dx} - r_A = 0 \quad (2.3.8)$$

El transporte de masa dentro de la película es por difusión por lo que aplica la ley de Fick, es decir

$$J_A = -D \frac{dC_A}{dx} \quad (2.3.9)$$

En este caso solamente se esta considerando que la difusión de A dentro de la pelópelícula es unidireccional en la dirección x .

Al sustituir las ecuaciones 2.3.6 y 2.3.9 en la ecuación 2.3.8 se obtiene que:

$$\frac{d^2 C_A}{dx^2} - \frac{k_R C_A}{D} = 0 \quad (2.3.10)$$

La ecuación anterior es una ecuación diferencial de segundo orden homogénea que para resolverse es posible considerar las siguientes condiciones a la frontera:

1) En la interfase gas-líquido ($x_L=0$), la concentración de A (C_{A0}) es posible calcularla mediante la Ley de Henry, es decir:

En $x_L=0$, $C_A=C_{A0}=P_A/H$

donde P_A es la presión parcial de A y H es la constante de Henry.

2) En la parte más profunda del la biopelícula cuando $x_L=L$ se considera que no hay difusión de A.

En $x_L=L$, $J_A=-D \frac{dC_A}{dx}=0$

Al considerar las condiciones anteriores es posible establecer la siguiente solución:

$$C_A = C_{A0} \left[\frac{\text{Cosh}\left(\beta\left(1 - \frac{x_L}{L}\right)\right)}{\text{Cosh}(\beta)} \right] \quad (2.3.11)$$

donde

$$\beta = \frac{k_R L^2}{D} \quad (2.3.12)$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

β^2 es el Número de Thiele o también denominado Número de Hatta que es una medida de la rapidez relativa de la reacción y de la difusión dentro de la biopelícula

La ecuación 2.3.11 define el perfil de concentraciones a lo largo del espesor de la biopelícula.

La ecuación de rapidez de transferencia de masa (Ecuación 2.3.5) expresada en términos de C_A utilizando $N_{Aj}=v_j C_A$ es:

$$-v_j \frac{dC_A}{dj} - N_{Aj} a_0 = 0 \quad (2.3.13)$$

Esta ecuación permitirá establecer el perfil de concentraciones del sustrato A a lo largo del biofiltro siempre y cuando se establezca una expresión para N_{Aj} .

Al utilizar la Ley de Fick (ver Figura 2.7-b), N_{Aj} es:

$$N_{Aj} = -D \frac{dC_A}{dx_L} \quad (2.3.14)$$

Al sustituir la ecuación 2.3.11 en la ecuación 2.3.14 y resolver la derivada con respecto a x_L se obtiene:

$$N_{Ai} = \frac{DC_{A0}}{L} \beta \text{Tanh}[\beta(1 - x_L / L)] \quad (2.3.15)$$

Al evaluar la expresión 2.3.15 en $x_L=0$ para establecer la N_{Ai} en la interfase, se obtiene la siguiente expresión:

$$N_{Ai} = \frac{DC_{A0}}{L} \beta \text{Tanh}[\beta] \quad (2.3.16)$$

La ecuación 2.3.16 se sustituye en la ecuación 2.3.13 para obtener:

$$-v_j \frac{dC_A}{dj} - \frac{C_{A0}D}{L} a_0 \beta \text{Tanh}(\beta) = 0 \quad (2.3.17)$$

Al resolver la ecuación anterior considerando que C_{A0} es una función de C_A a través de la Ley de Henry ($C_{A0}=C_A/M_e$ donde $M_e=H/(RT)$), se obtiene la siguiente expresión que evalúa el perfil de concentraciones a lo largo del biofiltro:

$$\frac{C_A}{C_{Ai}} = \text{Exp} \left[- \frac{Da_0 j H R T \beta}{H L v_j} \text{Tanh}(\beta) \right] \quad (2.3.18)$$

2.4 Desarrollos futuros y problemas de investigación actuales

De la revisión bibliográfica efectuada sobre el estado de la tecnología del biofiltro, es posible concluir que para mejorar y poseer un mejor dominio de dicha tecnología hay que enfocar esfuerzos de investigación y desarrollo en los siguientes rubros:

Diseño:

- Diseño de biofiltros capaces de resistir variaciones de carga superficial y orgánica además de reducir el espacio requerido para su ubicación (desarrollar una tecnología compacta).
- Estudiar combinaciones de composta, turba y lodos biológicos con agentes abultantes naturales y/o artificiales para mejorar el suministro de nutrientes y bajar consumos energéticos asociados con la caída de presión en el biofiltro.
- Asegurar una distribución homogénea de gas a tratar en la cama del biofiltro

- Desarrollo de biofiltros con cama fluidificada y/o agitada.

Operación:

- Mejorar el control de la humedad en toda la cama del biofiltro
- Desarrollo de mejores técnicas de control de pH y nutrientes en el medio filtrante para incrementar su vida útil.
- Operación termofílica de los biofiltros
- Desarrollar modelos matemáticos que representen con mayor exactitud la operación de un biofiltro.

Investigación básica:

- Cinéticas de eliminación de contaminantes.
- Desde el punto de vista microbiológico hay que orientar esfuerzos para detectar los microorganismos clave en el tratamiento del gas, sus requerimientos nutricionales (N, P) y desarrollar técnicas para efectuar arranques rápidos.
- Cuantificar el tiempo de retención real del gas en la cama del biofiltro. Establecer las condiciones fluidodinámicas del gas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este capítulo se presentan los procedimientos y técnicas experimentales utilizadas en la investigación. En un inicio se describen los aspectos que son comunes en los distintos experimentos efectuados. Acto seguido, se detallan los experimentos efectuados haciendo referencia a estos aspectos mediante su inciso correspondiente.

3.1 Medios filtrantes utilizados

3.1.1 Composta

La composta utilizada en la experimentación provino de la planta de producción de composta de Ciudad Universitaria, UNAM. La composta se genera de algunos desperdicios orgánicos recolectados en el *campus* universitario. La proporción de sus constituyentes (v/v) es la siguiente: 4 partes de mezcla, 1 parte de estiércol de caballo, 1 parte de triturado. La mezcla consiste de un 80% de hojas y ramas de eucalipto con un 20 % de pasto, fresno y liquidambar. Una rama de eucalipto contiene aproximadamente 80% de madera y 20% de hojas.

El triturado se constituye por la mezcla de madera de eucalipto, fresno y liquidambar triturada.

El proceso de composteo se lleva a cabo por medio de pilas estáticas y dura aproximadamente 3 meses.

La relación de carbono nitrógeno es de 20:1 en la composta resultante. A la composta se le determinó una humedad relativa de 65%, un pH de 7.48, una alcalinidad de 357 mg CaCO₃/L, una densidad aparente y real de 0.59 y 1.1 g/ml respectivamente, una fracción de espacio vacío del 46% (determinado con desplazamiento de agua), un coeficiente de uniformidad de 1.2 y un tamaño efectivo de 1.7.

3.1.2 Composta con bagazo de caña

La composta se mezcló manualmente con bagazo de caña en una proporción 75:25 % V/V. El bagazo de caña fue triturado y cernido hasta obtener partículas o fibras de 2 a 3 mm de largo, aproximadamente. El mezclado de ambos medios fue efectuado manualmente.

3.1.3 Composta con tezontle

La composta se mezcló manualmente con partículas de tezontle en una proporción 75:25 % V/V, las cuales tuvieron un diámetro promedio de 1 cm (se seleccionaron por cernido). El mezclado se efectuó manualmente hasta lograr una composición uniforme del medio.

3.1.4 Composta con lodo biológico.

La composta fue mezclada con lodo biológico en una proporción 75:25% V/V. El lodo utilizado fue extraído del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria de la UNAM. El lodo fue previamente secado hasta alcanzar una humedad del 60%.

3.2 Columnas de humidificación de aire

Se construyeron cuatro torres de humidificación utilizando tubos de PVC de 6" (0.1515 m) de diámetro con una altura de 1.2 m. Las torres operaron inundadas y con una altura de empaque de 0.90 m. El empaque utilizado fue de tipo *Rashig* obtenido de tubos de PVC de ½" de diámetro. Con estas columnas fue posible humidificar el aire por arriba de un 95% de humedad relativa a un flujo máximo de 80 l/min a una temperatura de 20±5 °C.

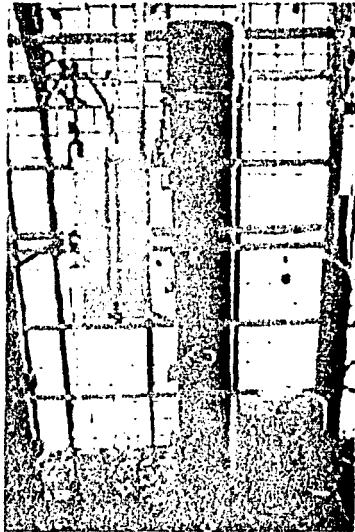
3.3 Columna de biofiltración de gases

Las columnas de biofiltración fueron construidas con tubos de PVC de 4" de diámetro (10.16 cm) con una altura de 1.2 m. Estas columnas se empacaron con medio filtrante con una altura de 1 m. El volumen de medio filtrante fue de 0.0081 m³. El medio filtrante fue soportado en el fondo del biofiltro por una malla fina de plástico (apertura de 1 mm) para evitar que éste pasara al falso fondo del biofiltro.

Todas las columnas fueron empacadas manualmente siguiendo el mismo procedimiento en cada ocasión. Se tomó medio filtrante con una espátula (aproximadamente 300 g de medio base húmeda) y se dejó caer libremente sobre la parte superior de la columna. El empacado fue por gravedad hasta obtener una altura de empaque de 1 m. Se evitó una compactación manual o de cualquier otro tipo que no fuera el esperado debido al peso natural del medio dentro de la columna.

Cada una de las columnas de biofiltración contó con 5 puertos de muestreo para gas y medio filtrante espaciados cada uno de ellos 20 cm a lo largo de la altura del medio filtrante. En la Figura 3.1 se muestra un esquema de la columna de biofiltración.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Fotografía de una columna de biofiltración

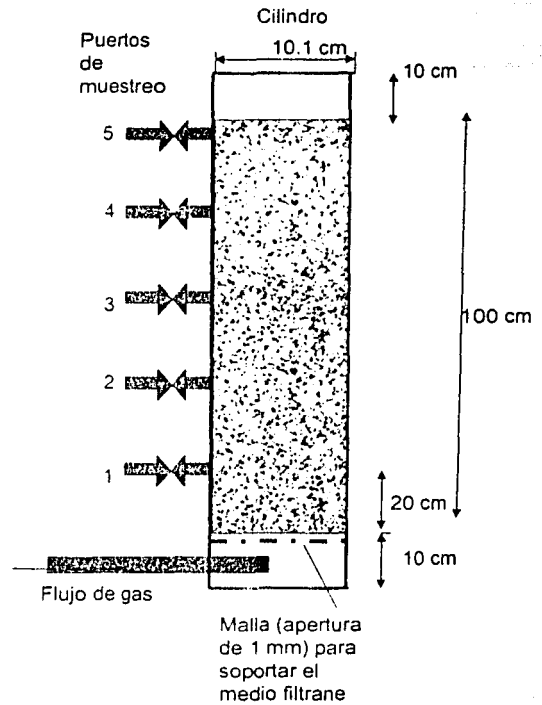


Figura 3.1 Esquema y fotografía de una columna de biofiltración

3.4 Mediciones fisicoquímicas efectuadas

La Tabla 3.1 resume las determinaciones fisicoquímicas efectuadas en los experimentos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 3.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS MEDICIONES EFECTUADAS EN LOS EXPERIMENTOS

Medición en:	Tipo de Medición	Técnica Analítica
Gas influente y efluente	Humedad	Equipo de medición electrónico Digi-Sense modelo no. 91090-00. Cole Parmer
	Concentración de H ₂ S	Celdas electroquímicas SR11-U-100, BW Technologies
	Flujo	Rotámetros Cole Parmer Calibrados, controladores de flujo másico
	Temperatura	Digi-Sense, Cole Parmer Instruments Co. Temperature/humidity Data Logger.
Medio filtrante	pH y alcalinidad	Hendershot <i>et al.</i> , (1993), Klute (1986)
	Humedad	Por diferencia de peso entre una muestra húmeda y una seca a 105 °C. por una hora. Parent y Caron (1993); Topp (1993).
	SO ₄ ⁼ , SO ₃ ⁼	Método fotométrico MERK SPECTROQUANT,
	Densidad aparente y real	La densidad aparente se calcula al dividir el peso de una muestra de medio entre su volumen medido en una probeta. La densidad real es el peso de muestra entre el volumen efectivo de muestra determinado por desplazamiento de agua. Parent y Caron (1993)
	Fracción de espacio vacío	Se calcula por medio del desplazamiento de agua o por la relación (densidad aparente-densidad real)/densidad aparente. Carter y Ball (1993); Parent y Caron (1993)
	Compactación	Warkentin (1993)
	Distribución de partículas y granulometría	Parent y Caron (1993); Sheldrick y Wang (1993)
	Caída de presión	Manómetro diferencial de agua
Lixiviado	Temperatura	Digi-Sense, Cole Parmer Instruments Co. Temperature/humidity Data Logger.
	pH y alcalinidad	Hendershot <i>et al.</i> , (1993), Klute (1986)
	SO ₄ ⁼ , SO ₃ ⁼	Método fotométrico MERK SPECTROQUANT

3.5 Caída de presión

La caída de presión fue determinada por medio de manómetros diferenciales de agua. Se determinó la diferencia de presión entre el puerto de entrada de gas y los puertos de muestreo. En estos casos se consideró la caída de presión que ejerce la malla que retiene la composta en el falso fondo del biofiltro (0.4 cm de H₂O). Cada dos días, los

biofiltros fueron sometidos durante 20 minutos a un flujo de aire que varió de 10 a 70 l/min con incrementos de 10 l/min. Con ello fue posible construir gráficas de caída de presión vs flujo de aire con las que se ajustó la ecuación de Ergun (Ecuación 3.4.12).y caída de presión vs tiempo de operación. Con esta información, también se construyeron gráficas de $\Delta P/\text{flujo}$ de aire vs tiempo de operación.

3.6 Adición de agua al medio filtrante

La adición de agua al medio filtrante se efectuó manualmente en la parte superior de cada biofiltro en una sola adición cada 48 horas. Para ello se siguió una relación aire-agua recomendada en la literatura correspondiente a una operación convencional de los biofiltros (Leson y Winner, 1991) la cual recomienda una adición de agua entre 1.5 y 3 ml de agua por cada m^3 de gas tratado. Se escogió una tasa de 2 ml de agua por m^3 . Es decir, que para un flujo de aire tratado de 10, 40 y 70 l/min corresponden 57, 230 y 403 ml por cada 48 horas.

3.7 Estudios de trazado: Determinación de la curva de distribución de tiempos de residencia

Para efectuar los estudios de trazado se utilizó butano como trazador debido a su baja solubilidad (1.26 mM a 298 K, Perry y Green, 1988) y un detector de CO_2 con luz infrarroja instalado en una unidad para el análisis de Carbono Orgánico Total (Beckman Industrial TOC analyzer modelo 915B). La inyección del trazador fue de tipo pulso (Levenspiel, 1972) la cual se llevó a cabo a través de un sistema semiautomático basado en un manómetro de mercurio que controló la presión de inyección y por tanto la cantidad de gas y la velocidad de inyección. Con ello se aseguró la inyección homogénea y reproducible del gas (se inyectó 1 ml de butano).

En la parte superior de las columnas sometidas al estudio de trazado se instaló una caja dentro de la cual se colocó un pequeño compresor de aire de diafragma. Este compresor recolectaba una muestra del gas efluente de la columna para transportarlo a una trampa de CO_2 con base en KOH (1 M) y posteriormente al TOC. Así mismo, también se tomaron muestras en los puertos de muestreo de las columnas. La trampa de CO_2 retuvo en un 100% el CO_2 contenido en el aire el cual, de no haber existido, pudo haber interferido con la medición del trazador en el TOC.

Al TOC se le conectó un sistema automático de adquisición de datos (Peaksimple II para cromatógrafos SRI) que reprodujo en pantalla y en una impresora la curva de distribución de tiempos de residencia (DTR) generada por el trazador.

En cada estudio de trazado se efectuaron tres inyecciones de trazador, con ello se obtuvo una curva DTR promedio a la cual se le efectuaron los análisis matemáticos correspondientes.

Cada estudio de trazado utilizó un flujo de aire igual al flujo de aire usado en la operación del biofiltro. En los experimentos efectuados, este pudo ser de 10, 40 o 70 l/min. En la descripción de los experimentos se menciona el flujo utilizado.

Previo a la inyección tipo pulso del trazador, cada columna de biofiltración sometida al estudio de trazado fue saturada con butano, ello con el objeto de evitar al máximo la absorción del trazador en las columnas durante la inyección tipo pulso. Para ello, al flujo de aire utilizado en el estudio de trazado se le inyectó un flujo constante de butano, de tal forma que la concentración de butano en la salida de la columna fuese de 1.5 mg/l. Tanto la baja solubilidad del butano como la saturación de la columna con el gas utilizado como trazador se reflejó en una recuperación del trazador en prácticamente el 100%, así mismo no se observaron "colas" en las curvas DTR características de la desorción del trazador.

Una vez efectuadas las tres inyecciones del trazador, se interrumpió el suministro de butano a la columna pudiéndose obtener con ello la desorción del butano en el tiempo. En la Figura 3.2 se muestra un esquema del dispositivo experimental utilizado y fotografías del mismo.

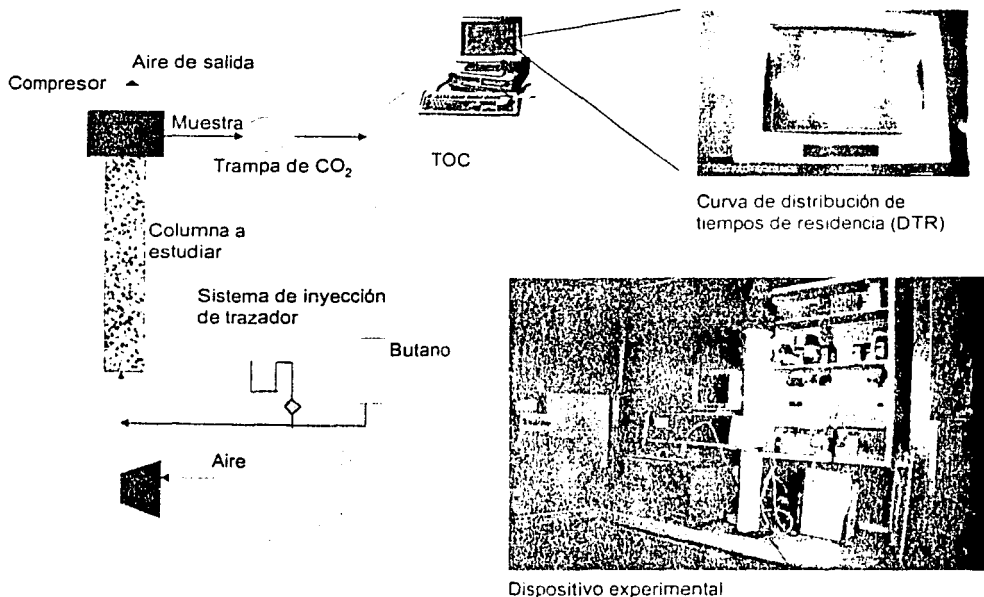


Figura 3.2 Esquema y fotografías del sistema experimental utilizado para efectuar estudios de trazado.

3.8 Mezclado del medio filtrante

Para efectos de este trabajo y considerando el marco de la especialidad en que los resultados del mismo pueden ser manejados, el término “mezclado de medio filtrante” se debe entender como un procedimiento manual o mecánico mediante el cual se logren condiciones suficientes de homogeneidad del medio filtrante de tal forma que la humedad contenida en el medio sea la misma independientemente del lugar de muestreo.

El mezclado del medio filtrante se efectuó manualmente cada dos días. El medio filtrante fue retirado de la columna, mezclado y vuelto a empacar en la columna. El empaque de la columna se efectuó según lo descrito en el inciso 3.3. Durante el mezclado del medio se adicionó agua (inciso 3.1.9). El mezclado se efectuó con una pequeña pala sobre una lona de plástico para evitar la pérdida de material. El tiempo requerido para llevar a cabo esta operación fue de 15 minutos máximo.

3.9 Experimentos efectuados

3.9.1 Experimento uno: Procedimiento para la determinación de isothermas de sorción de agua en equilibrio

Se determinó la isoterma de sorción de agua a una temperatura de 35 y 5°C y a una temperatura ambiente que osciló entre 18 y 25 °C (en este caso no se considera como isoterma) de tres medios filtrantes distintos sometidos cada uno de ellos a un flujo de aire de 2.5 l/min con distinta humedad (35, 75 y 100 % de humedad).

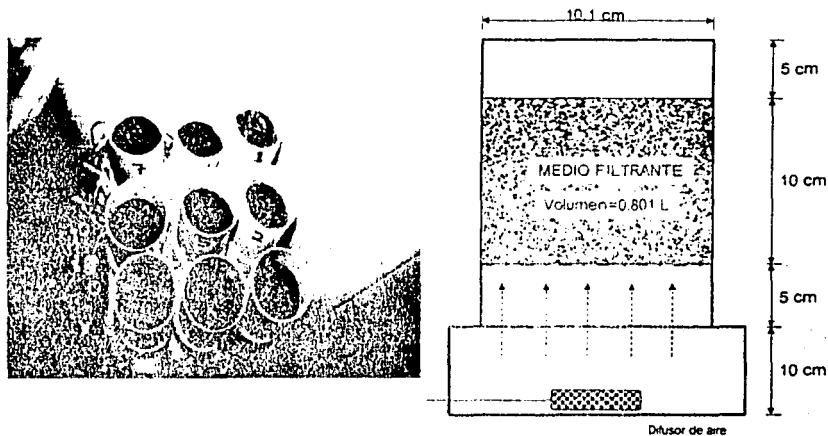


Figura 3.3 Esquema y fotografía de una celda utilizada para determinar isothermas de sorción de agua al equilibrio

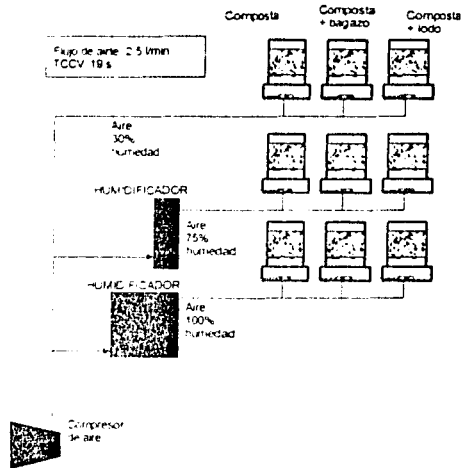


Figura 3.4 Fotografía y disposición experimental para la determinación de las isothermas de sorción de agua al equilibrio con diferentes medios filtrantes y condiciones de humedad del aire

El tiempo de contacto en cama vacía fue de 19.2 segundos. Los experimentos para las temperaturas de 35 y 5 °C se efectuaron en cuartos respectivamente templados.

Los medios filtrantes utilizados fueron; composta, composta con bagazo de caña y composta con lodo de purga de un sistema de lodos activados completamente mezclados (incisos 3.1.1, 3.1.2 y 3.1.4). En la Figura 3.3 y 3.4 se muestra un esquema de las celdas utilizadas así como su disposición experimental, respectivamente. Las celdas se empacaron con 10 cm de medio filtrante lo que representó un volumen de 0.807 L.

La humedad relativa de cada medio se determinó en función del tiempo hasta alcanzar el punto de equilibrio entre el medio filtrante y el flujo de aire húmedo. El punto de equilibrio se estableció en el momento en que el cambio de humedad del medio filtrante fue nulo en función del tiempo transcurrido. Con estos datos fue posible la construcción de curvas de equilibrio, es decir, humedad del aire vs humedad del medio. Con ello se determinó la capacidad de retención de agua de cada medio filtrante y su dependencia con respecto a la temperatura.

En la Tabla 3.2 se resumen las condiciones manejadas en cada experimento.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 3.2 CONDICIONES DE LOS EXPERIMENTOS EFECTUADOS PARA ISOTERMAS DE SORCIÓN DE AGUA AL EQUILIBRIO A 35 Y 5°C Y A TEMPERATURA AMBIENTE (18-25 °C)

Filtro No.	Medio	Humedad del aire empleado en el medio	Humedad inicial del medio
1	Composta + Bagazo	100%	47 %
2	Composta + Bagazo	75%	47%
3	Composta + Bagazo	35%	47%
4	Composta + Lodo	100%	53%
5	Composta + Lodo	75%	53%
6	Composta + Lodo	35%	53%
7	Composta	100%	49%
8	Composta	75%	49%
9	Composta	35%	49%

3.9.2 Experimento dos: Procedimiento para la determinación de los efectos de la composición del medio filtrante, el flujo de aire, la adición de agua y el mezclado del medio filtrante sobre la humedad, la densidad real y aparente, la fracción de espacios vacíos, el tamaño efectivo, la caída de presión y la distribución del gas en el medio filtrante.

Se varió la composición de medio filtrante, es decir se utilizó un medio constituido por 100% composta, una combinación de 75% composta con 25% tezontle como agente abultante, una combinación de 75% composta con 25% de lodo biológico y una combinación de 75% composta con 25% de bagazo de caña triturada (ver inciso 3.1). En cada medio filtrante se evaluó la influencia del mezclado de la cama (ver inciso 3.8), el flujo de aire o carga superficial y la adición o no de agua en la parte superior de los mismos (ver inciso 3.6). Los flujos de aire utilizados fueron 10, 40 y 70 l/min (Figura 3.5). Los experimentos se efectuaron por duplicado. En cada uno de los experimentos, al cabo de 15 días de operación a régimen permanente, se evaluaron los siguientes aspectos en función de la altura del medio filtrante (cada 20 cm hasta 1 m): humedad, densidad real, densidad aparente, fracción de espacio vacío, tamaño efectivo, pH, alcalinidad y compactación (ver Tabla 3.1 para técnicas experimentales).

Por otro lado, se determinó la caída de presión en las columnas empacadas con medio filtrante mediante manómetros diferenciales de agua. Para este fin, diariamente, por un tiempo de 20 minutos, las columnas con medio filtrante fueron sometidas a flujos de aire de 0 a 120 l/min cada 20 l/min. Se efectuaron estudios de trazado (ver inciso 3.7) al final de cada experimento.

Se construyó una planta piloto (Figura 3.6) constituida por los siguientes elementos: Dos torres para humidificación (ver inciso 3.2) de aire, tres columnas de biofiltración (ver inciso 3.3) y una columna como testigo. La columna de control solamente contuvo medio filtrante la cual no fue sometida a un flujo de aire ni se le agregó agua.

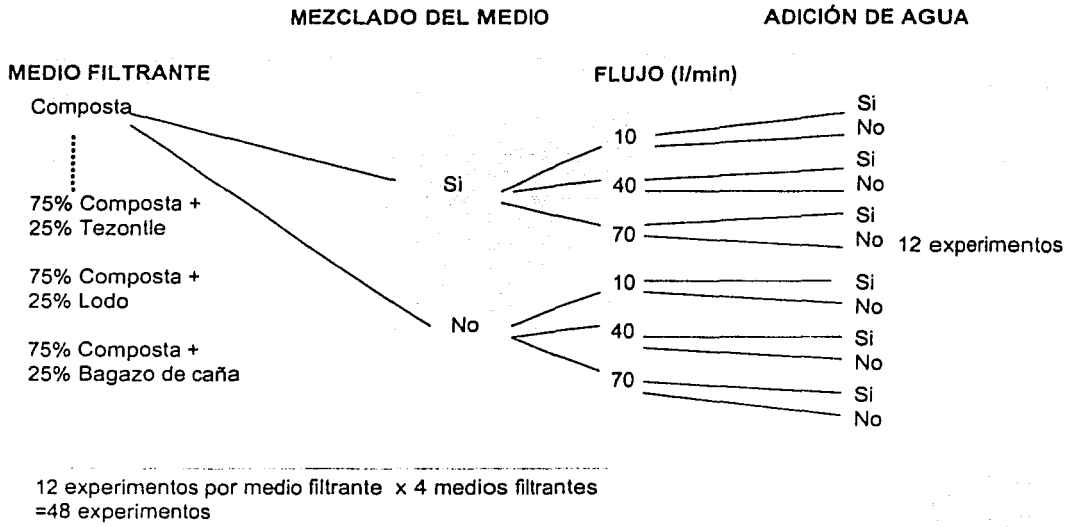


Figura 3.5 Resumen de los experimentos efectuados para la determinación de los efectos del mezclado del medio, del flujo y de la adición del agua sobre parámetros físicos de cuatro medios filtrantes.

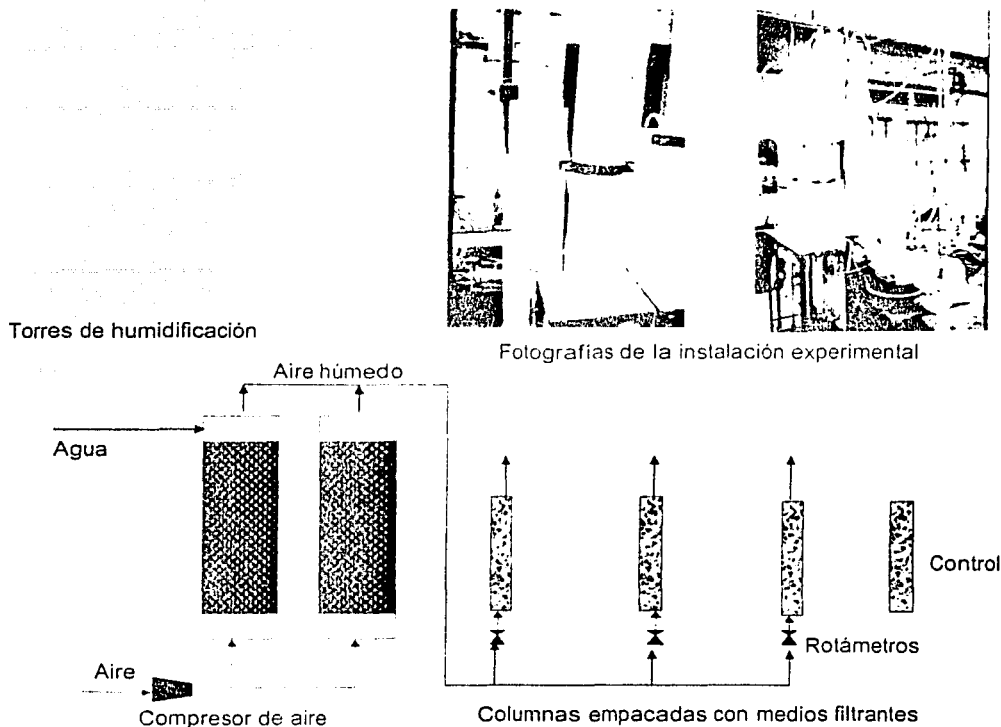


Figura 3.6 Esquema y fotografías de la planta piloto utilizada para determinar la influencia de los medios filtrantes sobre algunas características fisicoquímicas del medio

3.9.3 Experimento tres: Planta piloto para el tratamiento de H₂S

Solamente se manejo composta como medio filtrante (inciso 3.1.1).

Se construyó una planta piloto (Figura 3.7) que estuvo constituida por los siguientes elementos: Cuatro torres para humidificación de aire (inciso 3.2), tres columnas de biofiltración (I, II y III) divididas en 5 secciones cada una de ellas (inciso 3.3), un control A que consistió en una muestra de composta equivalente al volumen de una sección de los biofiltros, un control B que consistió en una columna de biofiltración a la cual no se le introdujo ni agua ni gas (es decir, la composta estuvo simplemente almacenada en la columna) y por último, de un control C que consistió en una columna a la cual se le introdujo gas a las mismas condiciones que el gas manejado por los biofiltros I, II y III excepto que no contuvo H₂S.

Para el suministro de aire se empleó un compresor de diafragma marca HAGEN-100. El suministro de aire a las columnas se controló mediante el uso de controladores de flujo másico y rotámetros calibrados marca Cole-Parmer.

A la corriente de aire se le adicionó H_2S puro para obtener las cargas másicas aplicadas previstas en los experimentos. Dicha adición se efectuó mediante bombas peristálticas con controlador de revoluciones (0 a 100 rpm). El H_2S (proporcionado por Praxair S.A. de C.V.) estuvo almacenado en un cilindro a alta presión con una válvula reguladora de flujo y una válvula solenoide como elemento de seguridad que se cerraba al eventual fallo del suministro de energía eléctrica. Los biofiltros trabajaron con flujo ascendente.

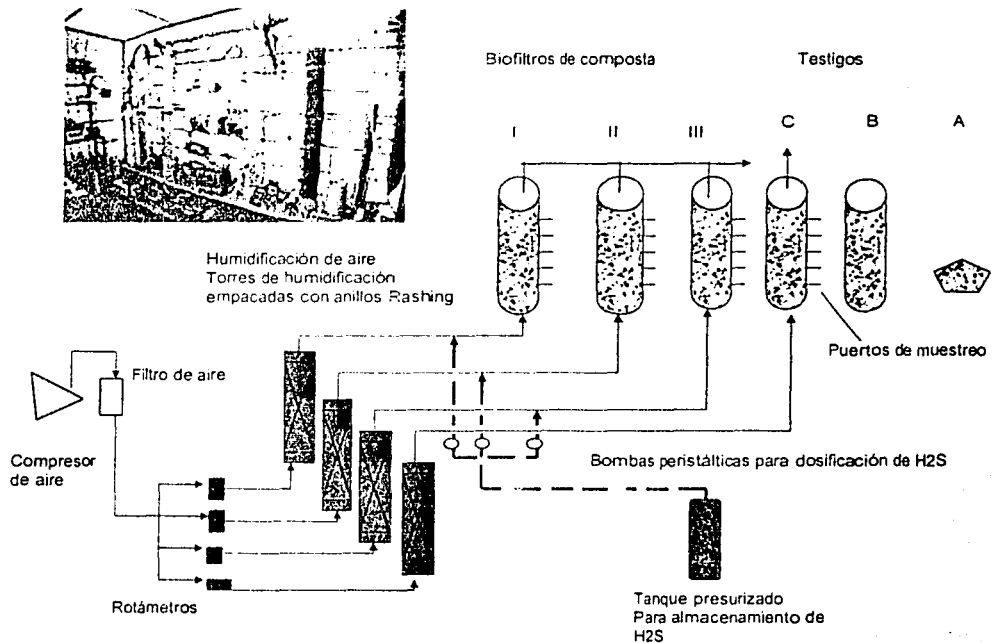


Figura 3.7 Esquema y fotografía de la planta piloto utilizada para la evaluación del tratamiento de H_2S por medio de biofiltros de composta

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.9.3.1 Cargas máscas de H₂S aplicadas al biofiltro

Se utilizó un flujo de gas de 10 l/min (0.6 m³/h) lo que correspondió a n tiempo de contacto con cama vacía de 48.6 s y a una carga superficial de 74 m³/m²/h.

En la Tabla 3.3 se muestran las cargas superficiales y máscas consideradas para efectuar el tratamiento de H₂S.

TABLA 3.3. CARGAS MÁSCAS DE H₂S, (g/m³/h) CON FLUJO DE GAS DE 10 l/min.

	BIOFILTRO I	BIOFILTRO II	BIOFILTRO III
Concentración de H ₂ S en el gas, mg/L (ppmv)	0.05 (50)	0.10 (100)	0.18 (183)
Carga máscica, g/m ³ /h	4	7	15

Todos los experimentos fueron efectuados a la presión atmosférica de la Ciudad de México (585 mm Hg) y a temperatura ambiente (20±5 °C) en un cuarto con techo parcialmente cerrado para facilitar la ventilación del mismo.

3.9.3.2 Etapas de operación del sistema piloto

La operación del sistema piloto se llevó a cabo en dos etapas; la primera consistió en una operación de los biofiltros bajo un criterio convencional de operación seguida de la homogeneización de la composta por mezclado de la misma (ver inciso 3.8). La operación convencional implicó la adición de agua en la parte superior del biofiltro (ver inciso 3.6 con excepciones expuestas en la Tabla 3.4) y la introducción de aire previamente humidificado (inciso 3.2). Esta etapa tuvo una duración total de 206 días, 141 días bajo una operación convencional mas 65 días bajo una operación con mezclado de la composta. En esta etapa de la experimentación con H₂S se produjeron siete condiciones experimentales (C.E.) las cuales se identifican y describen en la Tabla 3.4.

La segunda etapa consistió en la operación de la planta piloto bajo un criterio convencional de operación (sin mezclado de medio filtrante) únicamente (sin las C.E. de la primera etapa), que igualó el tiempo de operación de la primera etapa (206 días). En la segunda etapa únicamente se operó el biofiltro I con los controles A, B y C. Los biofiltros II y III no fueron operados en esta etapa.

La experimentación se llevó a cabo en estas dos etapas para producir los cambios internos deseados en los biofiltros bajo largos períodos de operación y poder comparar una forma operativa con la otra.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 3.4 DESCRIPCIÓN DE LAS CONDICIONES EXPERIMENTALES DEL SISTEMA PRESENTADAS EN EL TIEMPO DE OPERACIÓN DEL SISTEMA.

Condición experimental, (C.E.)	Descripción
1	Arranque y operación del sistema (del día 0 al 25)
2	Se agrega agua a razón de 10 ml/d en una sola inyección diaria (del día 26 al 50).
3	En el día 51, a cada biofiltro se le extrajo la composta y ésta se homogeneizó mediante mezclado manual. Inmediatamente después, cada biofiltro se empacó de nueva cuenta con la composta ya homogeneizada y se continuó con su operación (del día 52 al 73). Se continuó agregando agua a razón de 10 ml/d en una sola inyección diaria.
4	Se suspendió la operación del sistema. No ingresó aire ni H ₂ S ni se alimentó agua al medio (se produjo una falla en la válvula reguladora de presión del tanque de almacenamiento de H ₂ S). (del día 74 al 102).
5	Re-arranque del sistema. Se agregó agua a razón de 20 ml/d en una sola inyección diaria. (del día 103 al 113).
6	En el día 114, a cada biofiltro se le extrajo la composta, ésta se homogeneizó mediante mezclado manual e Inmediatamente después, cada biofiltro se empacó de nueva cuenta con la composta ya homogeneizada y se continuó con la operación (del día 115 al 141). Se bajó el suministro de agua a razón de 20 ml cada tercer día la cual se suministra en una sola inyección.
7	A partir del día 142 y hasta el 206 se efectuó la homogeneización de la composta a cada uno de los biofiltros mediante la extracción y mezclado del mismo (inciso 3.8). Esta operación fue efectuada cada 2 días. En cada homogeneización se añadió agua al medio filtrante (ver inciso 3.6) para mantener la humedad alrededor de 50% y lavar la composta para evitar la acumulación excesiva de sulfatos (ver Tabla 3.1 para su determinación analítica).

En las dos etapas se determinó la caída de presión según lo descrito en el inciso 3.5, se efectuaron los análisis fisicoquímicos resumidos en la Tabla 3.1 y se llevaron a cabo estudios de trazado según el procedimiento experimental del inciso 3.7.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se observa en el capítulo referente a los métodos experimentales, la experimentación se dividió en tres grandes rubros; el primero contempló la evaluación de la capacidad de retención de humedad de la composta junto con agentes abultantes; el segundo se refirió a la evaluación física de cuatro medios filtrantes sometidos a distintos flujos de aire, al mezclado de la cama y a la adición de agua y por último, en el tercer rubro, se evaluaron los cambios internos que sufre un biofiltro de composta al tratar H_2S en función del tiempo de operación. Los resultados y la discusión de los mismos se presentan en esta sección siguiendo el orden de éstos rubros.

Cabe señalar que durante la investigación se obtuvieron una gran cantidad de resultados, donde muchos de ellos son repeticiones, otros presentan comportamientos similares, y algunos otros simplemente son datos en bruto que debieron ser presentados en una forma tal que los agrupe y que facilite su comprensión. En algunos casos se hará referencia a los anexos de este documento donde se detallan, a manera de ejemplo, cálculos y procedimientos experimentales especiales efectuados.

4.1 Isotermas de sorción de agua al equilibrio del medio filtrante

4.1.1 Introducción

La importancia del contenido de agua en el medio filtrante fue presentada en el capítulo referente a fundamentos teóricos de la investigación. Como fue visto, uno de los puntos más importantes en el control adecuado de la operación de los biofiltros es el contenido de humedad del medio filtrante.

El objetivo principal de estos experimentos estuvo encaminado a la evaluación de los efectos de los agentes abultantes (de origen celulósico como el bagazo de caña) o enriquecedores de medio (como lodo biológico) fácilmente disponibles en México sobre la retención de agua en un medio basado en composta en función de la temperatura. Esto fue parte de la exploración hecha para definir un medio filtrante adecuado y de fácil disponibilidad en México para el tratamiento de H_2S .

Los procedimientos experimentales fueron descritos en el inciso 3.9.1 del capítulo 3.

4.1.2 Efectos de la humedad en la granulometría de la composta

La Figura 4.1 muestra las curvas granulométricas obtenidas para una muestra de composta seca y con una humedad del 65%. En la Figura 4.2 se muestra la distribución de partículas en función de la apertura del tamiz.

El tamaño efectivo de una partícula es el tamaño promedio de la partícula medido como el claro en milímetros del tamiz que deja pasar el 10% en peso de las partículas y que retiene el 90% restante (Jiménez, 1995). El incremento de 0.24 a 1.7 mm correspondiente a composta seca y húmeda, respectivamente (determinado a partir de la Figura 4.1), refleja el incremento del tamaño de partícula debido a la cohesión de partículas finas provocada por el contenido de agua en el medio. La Figura 4.2 muestra una distribución de partículas de composta seca en un intervalo de apertura de malla más amplio que la mostrada por la composta húmeda.

Por otro lado, el coeficiente de uniformidad (C.U.) es la relación entre el tamaño del tamiz que deja pasar el 60% de la muestra dividido entre el que sólo deja pasar el 10% (Jiménez, 1995). Esta medida es un tipo de pendiente de la curva granulométrica que da idea sobre la dispersión del tamaño de partículas en el medio, en el sentido que al incrementarse el valor del coeficiente de uniformidad más uniformes son las partículas en cuanto al tamaño. En este sentido, se confirma el efecto del agua en el incremento del tamaño de la partícula, pues el coeficiente de uniformidad es más bajo cuando hay humedad en el medio (de 9.16 a 2.35). Esta conclusión se usará más adelante para explicar los cambios acaecidos en las unidades de biofiltración de gases en cuanto al cambio en su estructura interna.

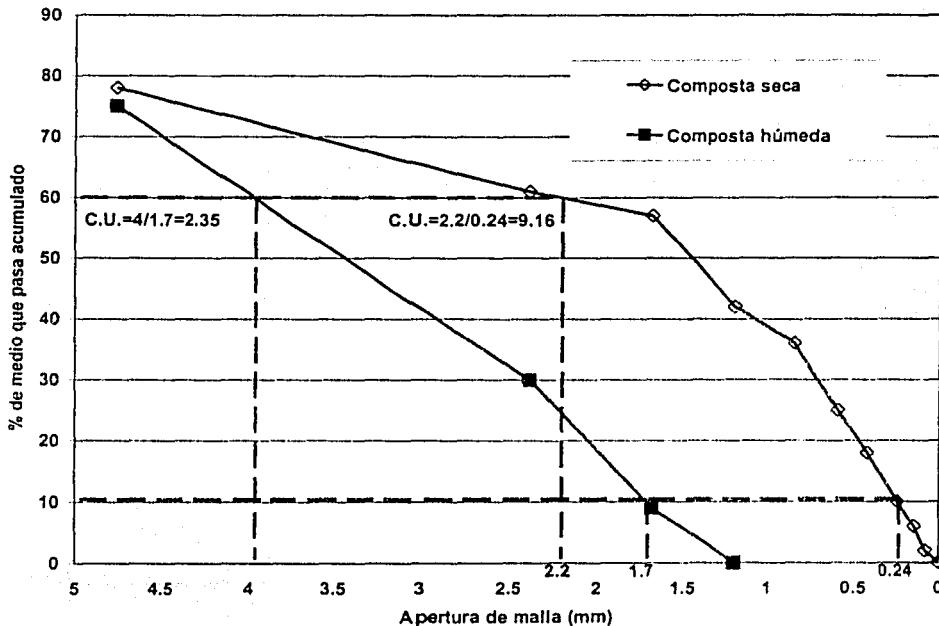


Figura 4.1 Curvas granulométricas de la composta húmeda (65%) y seca utilizada como medio.

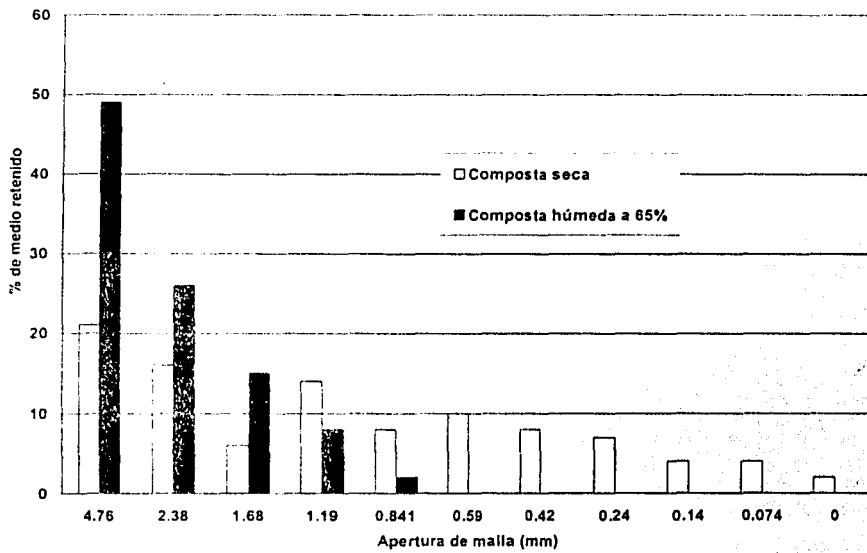
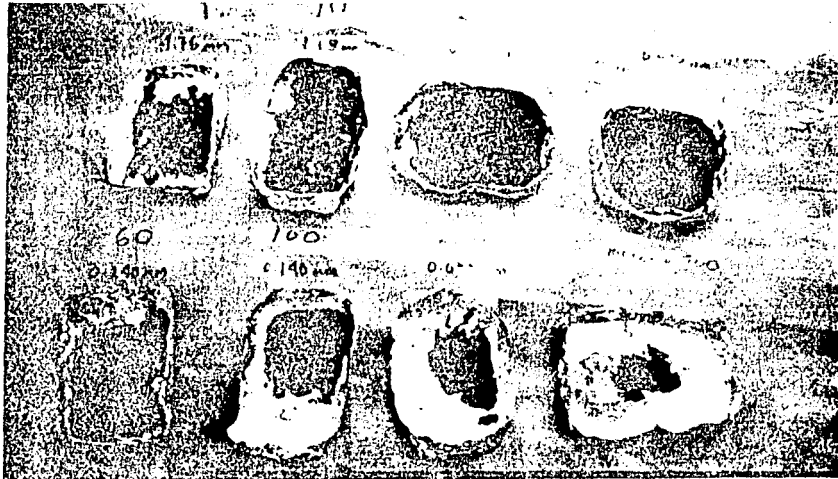


Figura 4.2 Fotografía y distribución de partícula en función de la apertura de malla para composta húmeda y seca utilizada como medio.

4.1.3 Isotermas de sorción de agua al equilibrio

En las Figuras 4.3, 4.4 y 4.5 se muestran las curvas de equilibrio aire-agua de los medios filtrantes constituidos por composta, composta con lodo y composta con bagazo de caña a 5°C, a temperatura ambiente (18-25 °C) y 35 °C, respectivamente. En el Anexo 1 se muestra un ejemplo de la forma en que estas curvas de equilibrio fueron construidas.

De estas figuras es posible observar que la composta sola posee las mejores características en cuanto a la retención de la humedad. Para el caso de una temperatura de 5 °C es superada por el medio combinado composta-lodo. En términos hipotéticos se podría afirmar que al agregar materia orgánica a la composta, como es el caso de lodo biológico, se favorece la retención de la humedad en el medio filtrante. Lo contrario se observó con el bagazo de caña, pues este no favoreció la retención de la humedad en ninguna de las temperaturas utilizadas en estos experimentos lo que permite suponer que el hecho de agregar agentes abultantes celulósicos a la composta provoca la disminución de la capacidad de retención de agua por parte de un medio así conformado. Sin embargo, en la Figura 4.4, la cual presenta el comportamiento de los medios a temperaturas donde generalmente se operan biofiltros de composta, muestra una capacidad de retención de agua similar en los tres medios filtrantes (aunque se llegan a presentar las tendencias de retención de agua mencionadas), lo que indica que a esas temperaturas de operación, el material constitutivo de los agentes abultantes o enriquecedores biológicos de un medio basado en composta no alteran la capacidad de retención de la humedad libre del medio. En este sentido, Baker *et al.*, (1999) muestran resultados similares al trabajar con mezclas (proporciones de 43:1) de composta y virutas de madera a 30 °C. Ellos mostraron que un medio filtrante basado en la mezcla de composta con virutas de madera no cambia su capacidad de retención de agua (comparado con composta sola) debido a su composición, ni debido al uso del medio durante 30 días para oxidar compuestos orgánicos volátiles, ni inclusive después de que el medio filtrante fue sometido en un autoclave durante 35 minutos. Es decir, que la adición de agentes abultantes para incrementar la capacidad de retención de agua no se justifica al estar utilizando composta como material base y a temperaturas alrededor de los 20 °C.

Por otra parte, Chou y Cheng (1997) compararon la eficiencia de operación de biofiltros con distintos materiales abultantes. Para ello utilizaron virutas de madera, granos de trigo y bagazo de caña mezclados con composta, siendo que el bagazo de caña presentó los peores resultados como agente abultante debido, mencionan ellos, a su baja capacidad de retención de agua. Por otra parte, Morgan-Sagastume *et al.*, (2001) explican el incremento de caída de presión en un biofiltro percolador debido a la alta capacidad de retención de agua de las virutas de madera utilizadas pues ello se explica por el incremento de volumen (reducción de espacio vacío y permeabilidad del medio) debido a su hinchamiento. Esta misma tesis la mencionan Oriol *et al.*, (1988) en cuanto al bagazo de caña. Es decir, algunos autores, al utilizar agentes abultantes de origen

celulósico, explican sus resultados con base en un comportamiento contradictorio en cuanto a la retención de agua. Si en efecto, la madera, el bagazo de caña o materiales celulósicos en general tienen la capacidad de hincharse por retención de agua, es evidente que el agua retenida no aporta humedad al resto del medio según lo visto en las Figuras 4.3 a 4.5 y lo sugerido por Chou y Cheng (1997). Por el contrario, es posible pensar que la extraen del medio base y la retienen en su seno o bien, cuando el agente abultante celulósico se seca, el agua es únicamente transferida a la corriente de gas y no a la composta debido al carácter hidrofóbico que la composta posee una vez seca. Este carácter hidrofóbico así como el fenómeno de histéresis en la deshumidificación y rehumidificación de la composta ha sido ampliamente reportado (Hillel, 1980).

Esta hipótesis explicaría en principio el porque, aun cuando el bagazo de caña se hincha por su alto contenido de agua, el medio en general tiende a estar mas seco que la composta por sí sola y el porque al agregar material orgánico se incrementa la capacidad de retención de agua (Figura 4.3). Esta hipótesis estaría de acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo y los reportados en la literatura.

Una recomendación ampliamente mencionada en la literatura es la de mezclar la composta con agentes abultantes, donde muchos de ellos son de origen celulósico, según para incrementar la interacción gas-medio y bajar la caída de presión. Con base en la discusión anterior, es posible pensar que desde el punto de vista de la retención del agua en el medio, esos agentes abultantes pueden ir en detrimento del funcionamiento general de un biofiltro, especialmente al operar bajo condiciones donde se favorezca el secado del medio (reacciones exotérmicas, baja humedad del aire influente y cambios de temperatura).

Por otro lado, también es posible observar en las Figuras 4.3 a la 4.5 que a mayor temperatura es mayor el secado de los medios, lo cual es de esperarse.

En estos experimentos no se consideró evaluar una mezcla composta-tezontle, pues se dio por hecho que el tezontle no posee ninguna capacidad de retención de agua significativa para la composta; en todo caso, la diferencia de retención de agua se debería a la sustitución de la composta por las partículas de tezontle.

En esta sección solamente se evaluó la capacidad de retención de agua de los medios filtrantes al utilizar un agente abultante de origen celulósico y otro de origen orgánico, sin embargo, las características de un medio abultante son más que eso, pues se esperan mejorías en el funcionamiento global de los biofiltros con la presencia de ellos según se mencionó en el capítulo de fundamentos teóricos de este trabajo. Una evaluación mas profunda se efectúa a continuación.

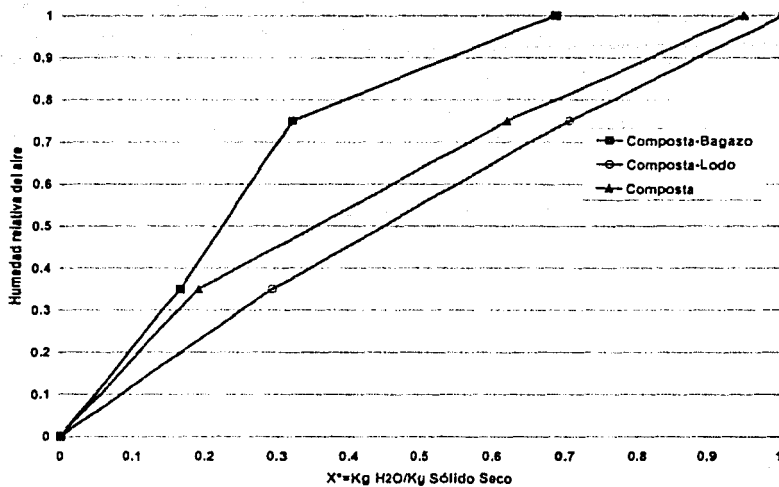


Figura 4.3 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a 5 °C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18.7 m³/m²/h.

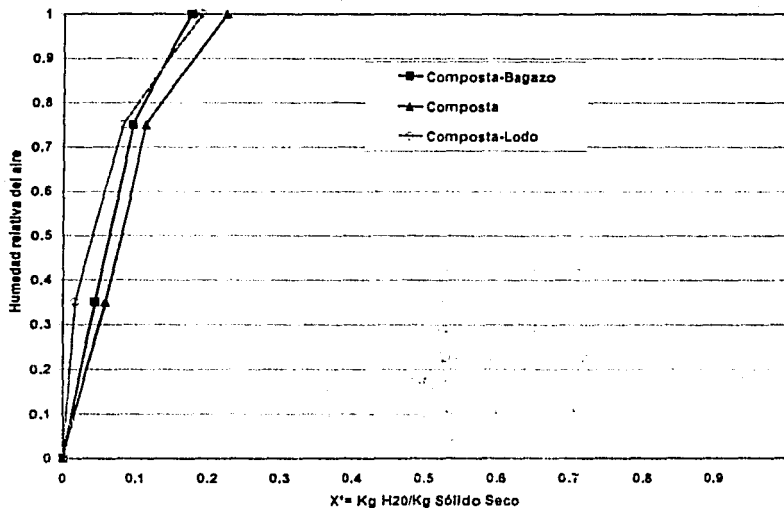


Figura 4.4 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a temperatura ambiente que oscila entre 18 y 25°C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18.7 m³/m²/h

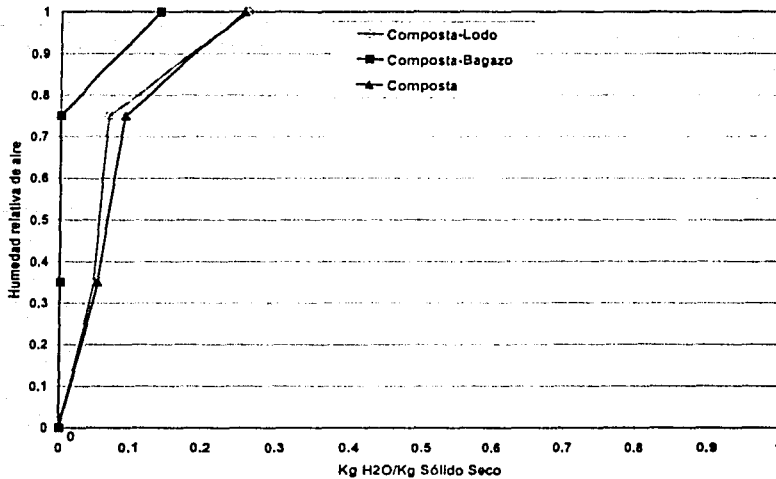


Figura 4.5 Curvas de equilibrio aire-agua de composta con lodo, composta con bagazo de caña y composta sola a 35°C. Flujo de aire 2.5 l/min, carga superficial de 18.7 m³/m²/h

4.1.4 Conclusiones

Desde el punto de vista de la retención del agua, un medio filtrante basado en composta puede prescindir de agentes abultantes de origen celulósico o de enriquecedores de medio como lodo biológico al trabajar a temperaturas entre 18 y 25 °C.

Con base en los resultados reportados en la literatura y en este trabajo se propone una hipótesis que explica el porque, aun cuando el bagazo de caña se hincha por su alto contenido de agua, el medio en general tiende a estar mas seco que la composta por sí sola y el porque al agregar material orgánico se incrementa la capacidad de retención de agua. Si la madera, el bagazo de caña o materiales celulósicos en general tienen la capacidad de hincharse por retención de agua, es evidente que el agua retenida no aporta humedad al resto del medio, por el contrario, es posible pensar que la extraen del medio base y la retienen en su seno o bien, cuando el agente abultante celulósico se seca, el agua es únicamente transferida a la corriente de gas y no a la composta debido al carácter hidrofóbico que la composta posee una vez seca.

4.2 Efectos de la composición del medio filtrante, el flujo de aire, la adición de agua y el mezclado de la cama sobre la humedad del medio filtrante, la densidad real y aparente, la fracción de espacio vacío, el tamaño efectivo, la caída de presión y la distribución del gas

4.2.1 Introducción

Un medio filtrante se caracteriza, desde el punto de vista físico, además de su capacidad de retención de agua, por su densidad real y aparente, el tamaño efectivo de partícula y la fracción de espacio vacío en el lecho (Carlson y Leiser, 1966; Leson y Winner, 1991; Bohn, 1992; Van Groenestijn y Hesselink, 1993). Estos factores están íntimamente relacionados con la caída de presión y la distribución del gas en el medio filtrante.

Como se mencionó en el capítulo de fundamentos teóricos, los criterios de diseño y operación generalmente utilizados para biofiltros están relacionados con agregar agentes abultantes a la composta para disminuir la caída de presión y mejorar la distribución del gas en el medio filtrante, así como el adicionar agua directamente al medio para el control de la humedad del mismo. Estos criterios bajo los cuales son operados los biofiltros se identifican en este trabajo como criterios convencionales de operación. Sin embargo, algunos autores (Ottengraf, 1987; Auria *et al.*, 2000) han observado problemas relacionados con el control del sistema al seguir los criterios convencionales por lo que cabe efectuar las siguientes preguntas: ¿El agregar agentes abultantes como tezontle y bagazo de caña a la composta es eficaz en el control de la caída de presión y en la distribución del gas?, ¿Es posible controlar eficazmente la humedad del medio al adicionar agua en la parte superior del biofiltro como lo recomienda la operación convencional del mismo?

Una variable ampliamente recomendada (pero no suficientemente evaluada) para el mejoramiento de la operación de los biofiltros es el mezclado del medio filtrante (Sabo *et al.*, 1993; Van Lith *et al.*, 1997; Zarook *et al.* 1997; Morgan-Sagastume *et al.* 2001). Es así que existen muy pocos trabajos que tuvieron como objetivo principal evaluar los efectos del mezclado en la eficiencia de operación de los biofiltros (Wubker *et al.*, 1997; Auria *et al.*, 2000). En este sentido se efectúa la siguiente pregunta ¿Cómo cambian las características del medio al operar el biofiltro bajo un régimen de mezclado de cama?

Con el objeto de completar la exploración hecha para definir un medio filtrante adecuado y de fácil disposición en México para el tratamiento de H₂S además de responder las preguntas antes planteadas, esta parte de la investigación tuvo como objetivo principal evaluar el cambio que puede sufrir el contenido de humedad, la densidad real y aparente, la fracción de espacios vacíos, el tamaño efectivo, la caída de presión y la distribución del gas en el medio filtrante como función de su composición, del flujo de aire influente, de la adición directa de agua al medio y del mezclado de la cama.

El análisis de resultados se llevó a cabo por medio de un diseño factorial de experimentos 2^3 (análisis de variancia) con el objeto de cuantificar la significancia de la influencia de la composición del medio, del flujo de aire y de la adición de agua al medio filtrante (factores) sobre la distribución de humedad en el medio filtrante, su densidad real y aparente, fracción de espacio vacío y el tamaño efectivo de las partículas del medio filtrante. Se reportan los resultados que tienen solamente una significancia mayor al 99%.

En el **Anexo 2** se muestra un ejemplo del procesamiento de resultados que implicó esta técnica además de los resultados obtenidos del análisis de variancia junto los datos experimentales que lo soportan. Por su importancia, la caída de presión y la distribución del gas son tratados en incisos distintos.

El procedimiento experimental fue descrito en el inciso 3.9.2

4.2.2 Efectos significativos sobre la humedad, densidad aparente, fracción de espacio vacío y compactación del medio filtrante

Al analizar los resultados (mostrados en Anexo 2) de significancia de los experimentos es posible concluir lo siguiente:

Con respecto a la humedad

Al existir una variación en la composición del medio filtrante de 75% composta-25% tezontle a 100% composta para un flujo de aire entre 10 y 40 l/min, hay un incremento significativo con respecto a la retención de la humedad por parte del medio filtrante, obteniéndose una mayor retención de la humedad en un medio con 100% composta (ver Anexo 2, Tabla 7.2.3). Como se mencionó en la sección 4.2 ello se debe a la sustitución del material orgánico por un material inerte con nula capacidad de retención de agua. En la literatura (Leson y Winer, 1991; Bohn, 1992; Lang y Yager, 1992; Holt y Lackey, 1995) se recomienda ampliamente el uso de agentes abultantes inertes, según esto para mejorar las características del medio en cuanto a permeabilidad del mismo y disminuir la caída de presión en los sistemas de biofiltración de gases. Como se ha visto, existe un efecto significativo negativo en cuanto a la retención de agua, pues este material inerte sustituye el material orgánico activo. Por otra parte, el efecto sobre la permeabilidad del gas que conlleva a la caída de presión será analizado más adelante.

Por otro lado, como es de esperarse, la adición directa de agua en la parte superior de la columna incrementó significativamente la humedad del medio, pero solamente en los últimos 20 cm de la parte superior de la columna (Anexo 2, Tabla 7.2.3) De nueva cuenta, en la literatura se recomienda esta forma de humidificar el medio (operación convencional) además de prehumidificar el aire. Ello se explica por los bajos costos de operación que implica hacerlo de esta forma. Sin embargo, resulta cuestionable este

procedimiento de humidificación del medio filtrante pues se espera que el agua depositada en la parte superior del biofiltro descienda por el mismo humidificándolo homogéneamente. Ello no sucede así. Los resultados indican que el agua añadida permanece en el lugar donde se añadió provocando cambios significativos en la estructura del medio; además, ello se agrava al considerar el flujo ascendente del aire el cual es un factor adicional más que tendría que vencer el agua para llegar a las partes bajas del biofiltro. Según lo mencionan varios autores, es de esperar que en las zonas con una sobre adición de agua se favorezca la formación de canales de flujo, taponamiento, compactación del medio e inclusive la formación de zonas anaerobias (Williams y Miller, 1992; Allen y Phatak, 1993).

A un flujo mayor de aire, con una humedad relativa cercana pero menor al 100%, el efecto de secado del medio fue significativamente más intenso que a flujos menores y se localizó básicamente en las partes inferiores del biofiltro (Ver Anexo 2, Tabla 7.2.5, Humedad, factor A).

La variación entre los medios composta vs composta-lodo y composta vs composta-bagazo a una temperatura de trabajo entre 18 y 25 °C no afectaron significativamente el contenido de humedad en las columnas, aspecto que confirma los resultados obtenidos en el experimento descrito en la sección 4.1 (Ver Anexo 2, tablas de la 7.2.6 a la 7.2.11, humedad, factor C).

Al efectuar el análisis de variancia en un intervalo de flujos de aire más amplio, es decir de 10 a 70 l/min, comparando la composta vs composta-tezontle, la composta vs composta-lodo y la composta vs composta-bagazo, la variación de la humedad es constante y significativa en los primeros 20 cm de medio filtrante debido al cambio de flujo de aire. Por otra parte, el efecto de la adición de agua al medio filtrante con respecto al contenido de humedad sobre los estratos superiores de la columna fue significativo independientemente del flujo de aire y composición del medio filtrante (Ver Anexo 2, Tablas 7.2.5, 7.2.8 y 7.2.11, humedad, factor A).

En resumen, la adición directa de agua al medio mantuvo humidificado solamente la parte superior del biofiltro y el cambio de composición del medio filtrante de composta a una mezcla composta con bagazo o lodo no afectó la retención de humedad bajo una temperatura ambiente; sin embargo, si lo hizo al mezclar composta con tezontle, al disminuir esta retención.

Con respecto a la densidad del medio filtrante

En el análisis de variancia efectuado (no mostrado) se observó que los cambios significativos en densidad real del medio se llevan a cabo al cambiar de medio filtrante de composta a composta con bagazo de caña únicamente y ello sucedió en las dos primeras etapas de 20 cm de la columna (Ver Anexo 2, Tablas de la 7.2.9 a la 7.2.11, densidad real, factor C). Ello se explica por el proceso de secado que sufrió el medio filtrante en las primeras etapas del biofiltro. Al secarse (30 % de humedad) el bagazo de caña, al poseer una menor densidad aparente que la composta, le confiere al medio

filtrante una menor densidad aparente en proporción a su contenido. Este fenómeno estuvo ligado con el cambio de humedad del medio. Algunos casos se llegan a presentar en el medio composta con lodo en los primeros 20 cm de la columna.

Con respecto a la compactación del medio filtrante.

La adición de bagazo de caña a la composta amortiguó el fenómeno de compactación (de 6% para composta al 3% para composta con bagazo) lo cual es una de las funciones de los agentes abultantes. Para el caso de los medios filtrantes composta con lodo y composta con tezontle se observaron compactaciones del 7 y 11%, respectivamente.

La adición de agentes abultantes como el bagazo de caña disminuyeron el fenómeno de compactación, sin embargo, al adicionar tezontle, en conjunto con agua se incrementó la compactación del medio, seguramente por el peso de las partículas de tezontle.

Con respecto a la fracción de espacio vacío (Porosidad), tamaño efectivo y coeficiente de uniformidad

La fracción de espacio vacío no fue afectada significativamente por el cambio en la composición del medio, sin embargo si lo fue al agregar agua al medio filtrante (Ver Anexo 2, Tablas 7.2.4, 7.2.5, porosidad, factor B). En la sección superior de las columnas, donde se agregó agua, se observaron incrementos en la fracción de espacios vacíos de hasta un 22%. En las partes inferiores de la columna se produjo el secado del medio en el cual se observó la disminución significativa en la fracción de espacio vacío del mismo.

El tamaño de partícula y su distribución a lo largo de la columna, medido en este caso como tamaño efectivo (Ver Anexo 2, Tablas de la 7.2.3 a la 7.2.11) y coeficiente de uniformidad tuvieron cambios significativos a lo largo de la columna en relación con el flujo aplicado (mayor tasa de secado) y la adición de agua y no con respecto al de composición del medio de tal forma que las partículas de mayor tamaño se ubicaron en la parte superior el biofiltro y las de menor tamaño en la inferior.

Mezclado del medio filtrante

Cabe señalar que bajo condiciones de mezclado del medio filtrante, no se observaron cambios significativos en la estructura interna del medio filtrante, excepto por una disminución en la capacidad de retención de agua del medio al variar la composición de éste de composta a composta con tezontle (Ver Anexo 2, Tablas de la 7.2.12 a la 7.2.14, humedad, factor C).

La estructura del medio filtrante fue afectada significativamente en la mayoría de los casos por cambios en el flujo de aire y en la adición de agua al seguir una operación convencional de las columnas. Esta afectación se reflejó en cambios en la caída de presión en la columna y en la distribución del gas en el medio filtrante, aspectos que son tratados a continuación.

4.2.3 Efectos de la composición del medio, adición de agua, del flujo de aire aplicado, del mezclado de la cama y del tiempo de operación sobre la caída de presión

En la Figura 4.6, a manera de ejemplo, se muestran los perfiles de caída de presión obtenidos al cabo de 15 días de operación para la columna empacada con composta y tezontle como una función del flujo; así mismo, en la gráfica se muestran las pendientes de estas curvas en función del tiempo. La relación P/U referida en la Figura 4.6 es la pendiente de la gráfica "caída de presión vs carga superficial" (o flujo de aire) que tuvo una tendencia prácticamente lineal (coeficiente de ajuste lineal mínimo de 0.95) y denota una relación lineal entre estos factores dentro del intervalo de carga superficial aplicada (0 a 120 l aire/min.). Se calculó un Número de Reynolds para flujo en lechos empacados (Holland, 1973; Levenspiel, 1998) de 11 al considerar la carga superficial máxima manejada (525 m³/m²/h) y un diámetro de partícula medio de 1.55 mm por lo que el Número de Reynolds es siempre menor a 11 en todos los experimentos efectuados. Levenspiel (1998) considera que un Número de Reynolds por debajo de 20 describe un flujo laminar en donde predominan las fuerzas viscosas en lugar de las turbulentas.

La ecuación utilizada para el cálculo del No de Reynolds según lo descrito anteriormente es:

$$Re = \frac{d v \rho}{\mu} \quad (4.2.1)$$

donde ρ es la densidad del fluido, v es la velocidad superficial del fluido, es decir, la velocidad que tendría el fluido si la columna ni estuviera empacada, μ es la viscosidad del fluido y d es el diámetro de partícula.

Por otro lado, en la Figura 4.7 se presenta la evolución de la relación P/U como una función del tiempo de operación para todos los casos considerados en el experimento. Ello considera la composición del medio filtrante, el flujo de aire suministrado en cada columna (10, 40 y 70 l/min), la adición de agua y el mezclado de la cama.

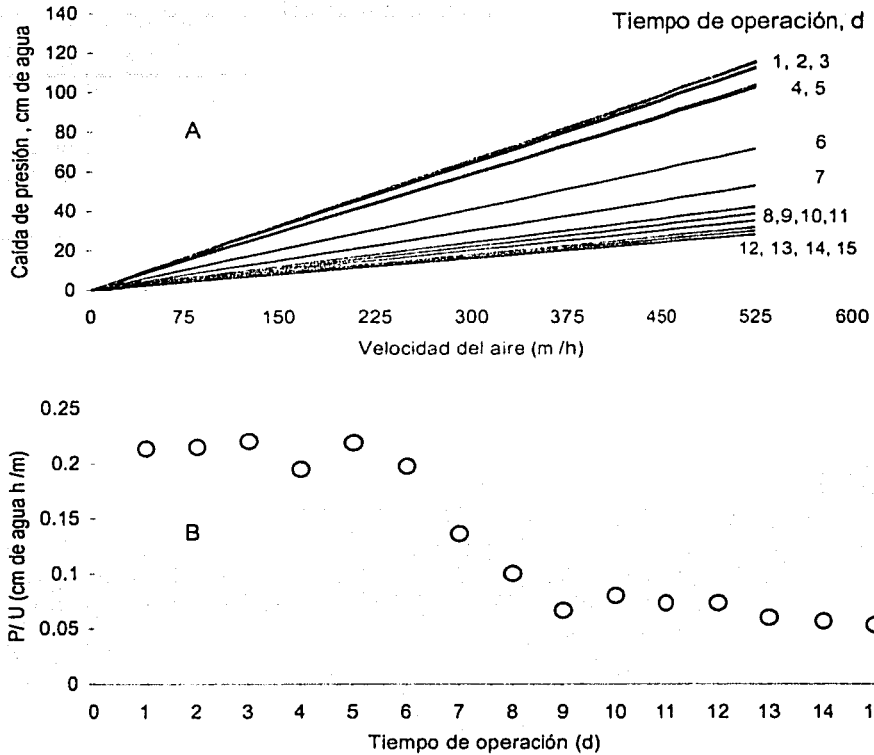


Figura 4.6 a) Regresión lineal (coeficiente de correlación mínimo=0.95) de los perfiles de caída de presión obtenidos en 15 días de operación para una columna empacada con composta y tezontle sujeta a la adición de agua sin mezclado de cama, y b) pendientes P/U de los perfiles obtenidos en "a" en función del tiempo.

La relación entre caída de presión y carga superficial de gas en distintos medios filtrantes ha sido estudiada por algunos autores (Leson y Winer, 1991; Hodge *et al.*, 1991). Sabo *et al.* (1993) determinaron la caída de presión en medios filtrantes basados en composta con arcilla porosa, virutas de madera y fibra de coco obteniendo una relación lineal entre la caída de presión y la carga superficial de gas. Sin embargo, a altas cargas superficiales (mayores a $550 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$) observaron una desviación al comportamiento lineal obteniendo caídas de presión de 30.6 y 3.1 cm de agua para columnas de 2.5 m empacadas con composta-arcilla porosa y para los medios de fibra de coco y viruta de madera, respectivamente. Resultados similares fueron obtenidos por Van Langenhove *et al.*, (1986) al trabajar con pedazos de corteza de árbol y turba como medios filtrantes y Allen y Yang (1991) con diferentes tipos de composta. La linealidad entre la caída de presión y el flujo en cierto intervalo de flujo de aire es

posible, como ha sido reportado en la literatura y como se observó en este trabajo. Sin embargo el punto interesante que se desprende de la Figura 4.6 es que la caída de presión disminuyó con el tiempo de operación (después de 15 días). Algunos autores en la literatura reportaron lo contrario (Alonso *et al.*, 1997; Chitwood *et al.*, 2000; Morgan-Sagastume, *et al.*, 2001) en el sentido que generalmente observan un incremento de caída de presión en sistemas de biofiltración de gases (biofiltros o biofiltros percoladores). Sin embargo, Kinney *et al.*, (1996) al trabajar con un biofiltro empacado con gránulos de silicato poroso para tratar vapores de tolueno y permitir un sobrecrecimiento de la biomasa dentro del medio filtrante, permitiendo de esta forma que disminuyeran los espacios vacíos y se produjeran canalizaciones, no observó un incremento en la caída de presión a diferencia de lo que reportan otros autores.

El incremento en la caída de presión ha sido explicado en la literatura fundamentalmente debido al crecimiento y acumulación de la biomasa en el medio filtrante como consecuencia de la oxidación de la materia orgánica. Por el contrario, la disminución en la caída de presión, a pesar del crecimiento de biomasa, se explica por la formación de canalizaciones de flujo en el medio filtrante. Hay que recordar que en los experimentos que se describen en esta sección no se utilizó sustrato alguno, por lo que el crecimiento de biomasa no fue un factor determinante en el cambio de la caída de presión pero sí las canalizaciones de flujo. Con ello hay bases para plantear la hipótesis que existe un proceso natural a la disminución de la caída de presión en los biofiltros y que es contrareestado por el crecimiento de la biomasa, en el caso de que ésta posea una tasa de crecimiento lo suficientemente grande.

Como es posible observar en la Figura 4.7-A, la caída de presión disminuye en todos los casos. Esta tendencia se acentuó al incrementar el flujo de aire en la columna pues la columna a la cual se le aplicó un flujo de 70 l/min (525 m/h de velocidad de aire) obtuvo una disminución en su presión de 75%, mientras que la columna bajo un flujo de 10 l/min (75 m/h) reporta tan solo una disminución del 10%. La columna con un flujo de 40 l/min (300 m/h) tuvo una disminución en la caída de presión del orden del 50%.

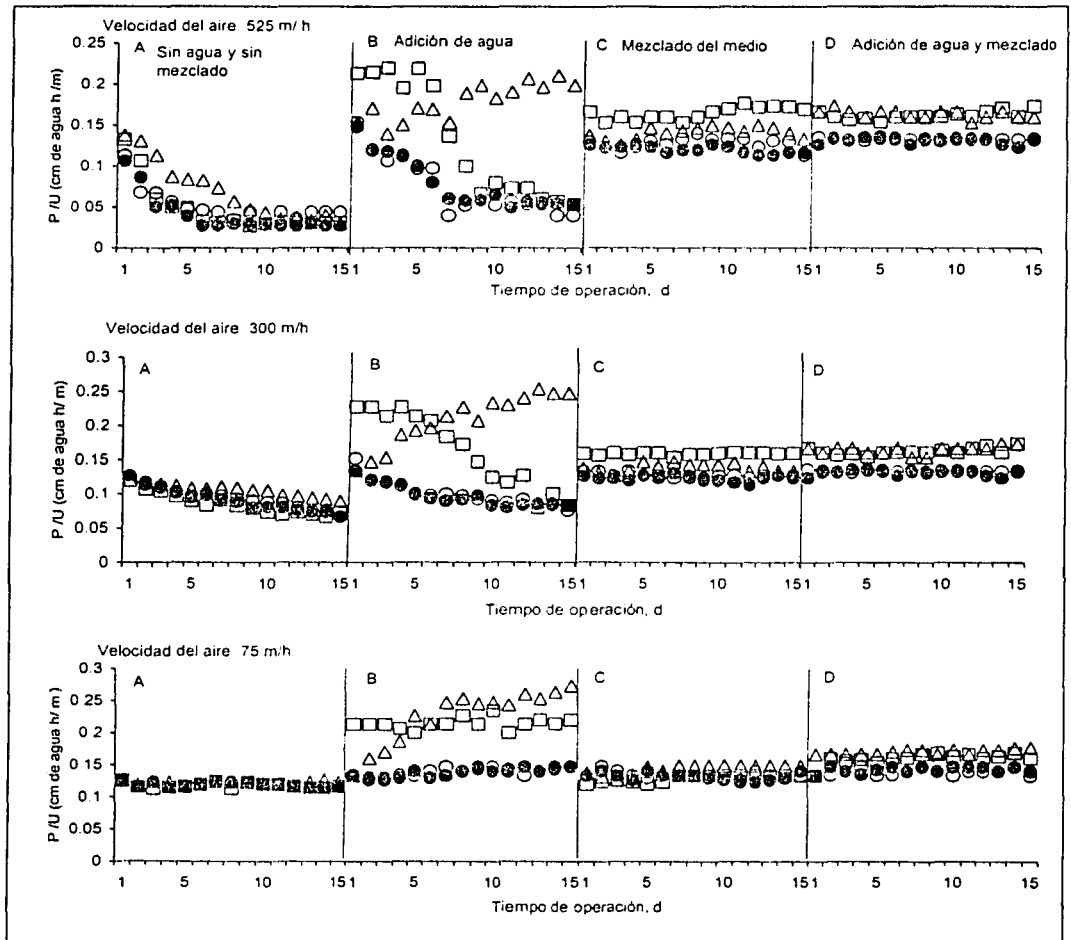


Figura 4.7. Perfiles de la relación P/U en función del tiempo de operación bajo cuatro condiciones de operación; (A) operación sin adición de agua y sin mezclado del medio; (B) adición de agua solamente; (C) mezclado del medio solamente y (D) con mezclado del medio y adición de agua. (\square : composta tezontle, \bullet : composta, \circ : composta-lodo y Δ : composta-bagazo) sometidos a tres velocidades de aire (75, 300, 525 m/h).

Como se mencionó, la disminución en la caída de presión se explica por la formación de canales dentro del medio filtrante (observados visualmente en la parte superior de la columna) que debe responder a un mecanismo o proceso de formación de los mismos. Este proceso de formación de canales se produce por la acción mecánica del aire en movimiento y el secado que esto produce a través del medio a lo largo del tiempo de tal forma que a flujos mayores, la formación de canales se lleva a cabo con mayor

velocidad que a un flujo menor. Estos canales ofrecen menor resistencia al flujo de aire que el medio filtrante por sí sólo.

La formación de canales en medios filtrantes de origen natural está asociada con una excesiva o deficiente humedad en el medio que produce, respectivamente, el aglutinamiento o fragmentación de las partículas constitutivas del medio. Deshusses y Cox (1998) observaron canales producidos por el flujo de aire a través de un medio filtrante constituido por composta con viruta de madera sobre todo en las regiones cercanas a las paredes del biofiltro.

En los experimentos con adición de agua (Figura 4.7-B), en el caso del medio composta con bagazo de caña, a diferencia de los demás medios filtrantes utilizados, se produjo un incremento de la caída de presión en función del tiempo de operación del biofiltro. Ello se explica por la capacidad de retención de agua del bagazo de caña y su hinchamiento como fue discutido en la sección 4.2. Resulta interesante observar, que a diferencia de obtener una disminución en la caída de presión al mezclar la composta con este tipo de agentes abultantes como generalmente se señala en la literatura, ésta se incrementó. Ello dependerá del medio, del agente abultante y de la cantidad y forma en que se agregue agua al medio filtrante.

Al adicionar agua al medio, en términos generales, se observó un incremento en la caída de presión con respecto a la no adición de agua (Figura 4.7-B). Para el caso particular del medio composta-tezontle, donde se observó con mayor intensidad este fenómeno, se produjo una diferenciación en los perfiles de caída de presión/velocidad de aire conforme transcurren los días de operación; la columna sometida al menor flujo de aire (10 l/min) presentó las mayores caídas de presión. El incremento de la caída de presión del medio composta-tezontle, en los primeros días de operación, debido a la adición de agua al medio filtrante, se explica por el aglutinamiento de las partículas de composta (como se demostró en el inciso 4.1.2) y por la compactación del medio favorecida por el peso de las partículas de tezontle. Para el caso de los medios basados en composta y composta con lodo existió un ligero incremento en la caída de presión (del 4 %) al adicionar directamente agua al medio.

El medio filtrante composta-tezontle mostró un mayor incremento en la caída de presión que el medio composta bagazo durante los primeros 5 días del experimento con adición de agua (Figura 4.7-B). En este sentido, Sabo *et al.*, (1993) indican que el incremento de la caída de presión debido al incremento de humedad del medio es más significativo en un medio con agentes abultantes granulares que fibrosos, resultado que coincide con el comportamiento del medio con tezontle y bagazo.

El exceso de humedad en el medio filtrante, además de lo ya mencionado, puede provocar lixiviación de nutrientes y la creación de zonas anaerobias que causan problemas en el transporte de oxígeno y generación de malos olores en el biofiltro. Un contenido bajo de humedad produce la fragmentación del medio filtrante lo cual incrementa la caída de presión, hecho observado por varios autores (Bohn, 1992; Corsi y Seed., 1995; Wani *et al.*, 1997; Wright *et al.*, 1997). Debe existir una humedad

adecuada dentro del medio filtrante tanto para asegurar un medio ambiente apto para el desarrollo de microorganismos así como para evitar problemas operativos relacionados con la caída de presión. En este sentido y dependiendo del tipo de empaque utilizado, Williams y Miller (1992) recomiendan un contenido de humedad que varía entre 40 y 60% en peso.

Como se pudo comprobar, la distribución de humedad en el medio filtrante no fue uniforme al agregar agua directamente sobre la parte superior de las columnas; por el contrario, fue una fuente de condiciones heterogéneas negativas para la operación del las mismas.

Por otra parte, la caída de presión se mantuvo constante y prácticamente con los mismos valores originales cuando el medio filtrante se sometió a mezclado (Figura 4.7 C y D). El mezclado de la cama independizó la variable caída de presión del tipo de medio filtrante utilizado y de la adición de agua al medio. En primera instancia, ello implicaría que en un medio filtrante bajo condiciones de mezclado es posible prescindir del uso de agentes abultantes.

Ciertamente, en la operación de sistemas de biofiltración de gases se desea mantener la caída de presión lo más bajo posible, por lo cual, como se ha visto, se debe tener cuidado en la selección de agentes abultantes. Sin embargo, en el caso de que un agente abultante efectivamente funcione en el sentido de evitar o disminuir el incremento de la caída de presión, ello no debe ser a costa de una mala distribución del gas en el biofiltro. Este punto es tratado a continuación.

4.2.4 Distribución del aire en función del flujo de operación de las columnas y del tipo de medio filtrante utilizado

Como se mencionó, existe una estrecha relación entre la caída de presión y la formación de canalizaciones o cortos circuitos de flujo. Algunos autores (Bardtke *et al.*, 1987; Auria *et al.*, 1995; Alonso *et al.*, 1997; Morgan-Sagastume *et al.*, 2001); explican el incremento en la caída de presión dentro de un biofiltro como consecuencia de la disminución del espacio vacío del mismo a causa del crecimiento de biomasa. Ello implica la disminución del volumen de los canales de flujo pero implícitamente se está suponiendo que ello sucede en todo el volumen del biofiltro y que el gas se distribuye uniformemente en toda la cama.

Este trabajo considera que la caída de presión efectivamente se ve influenciada por el cambio en los canales de flujo dentro del biofiltro pero se asume que estos cambios no son uniformes en la cama y al no serlos se está hablando de canalizaciones o cortos circuitos y zonas muertas, aspectos que algunos autores llegan a mencionar como causa de cambios en la operación de los biofiltros pero no son tratados a profundidad pues para ello se requiere efectuar estudios con trazadores.

Para la detección y cuantificación de las canalizaciones y su efecto en la distribución del gas en el medio se requieren efectuar estudios de trazado. Un estudio de trazado proporciona información respecto al comportamiento del fluido, de su tiempo de retención real, del porcentaje de zonas muertas existentes en el medio filtrante y de la intensidad del mezclado del fluido, esto último evaluado a través del uso de modelos que ajustan la curva de distribución de tiempos de residencia. Las zonas muertas, como consecuencia de las canalizaciones, reducen el volumen útil del sistema y como consecuencia se esperan disminuciones en su capacidad de tratamiento (Morgan-Sagastume *et al.*, 1997; 1999).

La Figura 4.8 muestra la respuesta del modelo de dispersión axial en función de las condiciones aplicadas a las columnas; así mismo se presenta el porcentaje de zona muerta calculada en cada caso. En el **Anexo 3** se proporcionan detalles de este modelo. En esta figura se incluye la respuesta del control al cual, cabe recordar, no se le introdujo flujo de aire ni se le adicionó agua ni se mezcló su cama. El único flujo de aire (70 l/min) que recibió fue para efectuar el estudio de trazado correspondiente. Como es bien conocido, al incrementarse el mezclado del gas se incrementa el número de dispersión axial en el sistema.

Uno de los puntos que es posible señalar en la Figura 4.8 es que a velocidades de operación bajas 75 m/h (10 l/min) sin mezcla de medio filtrante ni adición de agua, el comportamiento fluidodinámico del aire tiende a ser igual al comportamiento obtenido para la columna de control. Es decir, las características en cuanto a la distribución del gas en el medio filtrante son muy poco alteradas en el tiempo de operación manejado en la experimentación (15 días). Ello se explica por el hecho de que a cargas superficiales bajas (75 m³/m²/h a un flujo de 10 l/min), el medio filtrante no es sometido a un flujo de aire tal que logre modificar las condiciones de homogeneidad del medio original (Humedad, aglomeración de partículas etc). Ello sugiere que la distribución de partículas en el medio permaneció constante o poco alterada lo que evitó la formación de canalizaciones en el medio. Como consecuencia de ello, es posible imaginar que el gas choca con mucha mayor frecuencia con las partículas de medio provocando una mejor distribución del gas en el mismo.

También es posible observar en la Figura 4.8 que la buena distribución del gas en el medio es independiente del tipo de medio utilizado excepto en el caso de la composta que contiene bagazo de caña y al cual se le añadió agua. El bagazo de caña se hinchó y no permitió la formación de canalizaciones de flujo. Para los demás medios, la canalización de flujo es evidente pues se observó un decremento en el número de dispersión axial. En este sentido, para las columnas sometidas a velocidades de 74, 300 y 525 m/h (10, 40 y 70 l/min), se obtuvieron valores del tiempo de retención medio normalizado de 0.96, 0.89 y 0.82, respectivamente. La diferencia entre la unidad y estos valores es la fracción de volumen muerto provocado por las canalizaciones formadas en el medio filtrante.

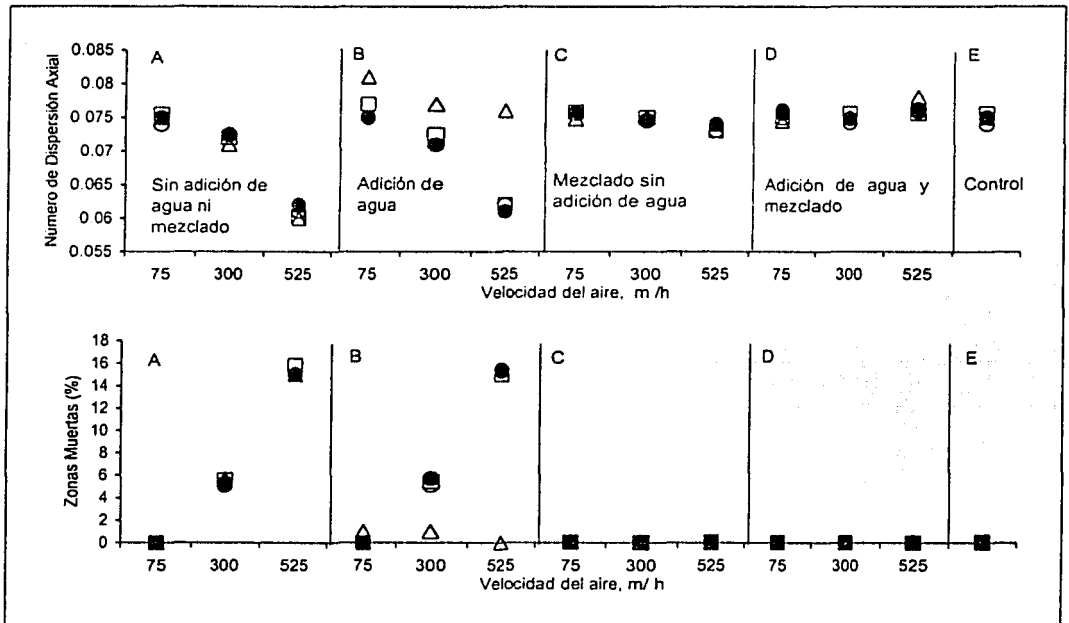


Figura 4.8 Número de dispersión axial y zonas muertas en función de las siguientes condiciones; (A) operación sin la adición de agua ni mezclado de la cama; (B) operación con la adición de agua solamente; (C) operación con mezclado de la cama solamente; (D) operación con mezclado de la cama y adición de agua. (E) columna de control. (□: composta tezontle, ●: composta, ○: compost-lodo y △: compost-bagazo) sometidos a tres velocidades de aire (75, 300 y 525 m/h).

Al comparar las Figuras 4.7 (caída de presión) y 4.8 (distribución del gas) es claro que tanto la caída de presión como la distribución homogénea de gas en el medio filtrante tienden a disminuir con el tiempo de operación, especialmente cuando las columnas fueron sometidas a los flujos mayores. Ello aduce, como ya se mencionó, a la formación de canalizaciones de flujo. De la misma forma, Allen y Yang (1991) y Allen y Phatak (1993) al tratar H_2S y Metilmercaptano, respectivamente, mediante biofiltros de composta, observaron un incremento en la caída de presión con una posterior disminución de la misma, la cual explican hipotéticamente mediante la formación de canalizaciones en el medio filtrante.

Este fenómeno puede explicarse mediante un mecanismo de formación de canalizaciones en el medio en función del tiempo de operación que siempre está presente en los biofiltros. Este mecanismo se basa en el cambio del tamaño de partícula del medio debido a cambios en la humedad del mismo por la acción del flujo de aire (secado) o adición excesiva de agua (sobrehumidificación) que producen fragmentación y aglomeración de partículas, respectivamente. En algunos casos, ello puede ser contrarrestado por el crecimiento de la biomasa pero en otros será evidente.

Este mecanismo puede ser contrareastado eficazmente mediante el mezclado de la cama como puede ser observado en las Figuras 4.7 y 4.8.

El mezclado de la cama destruyó los canales formados y preservó el medio filtrante en cuanto a su capacidad de distribución del gas. La Figura 4.9 esquematiza la hipótesis sugerida en cuanto a la formación de canales en el medio que está relacionado con el comportamiento de la caída de presión observado en este trabajo. Esta figura también muestra información relacionada con la caída de presión de una columna de composta sometida a un flujo de 70 l/min. Curvas similares se obtuvieron para las demás columnas, aunque las magnitudes son distintas.

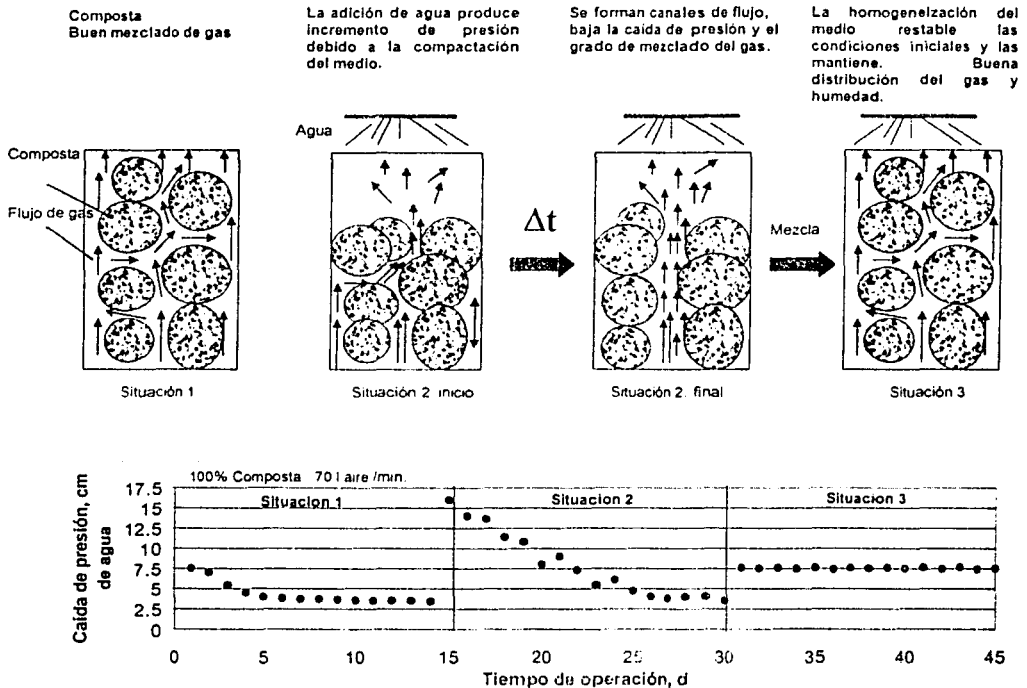


Figura 4.9 Caída de presión en función del tiempo de operación de las columnas y su explicación mediante la formación de canalizaciones en el tiempo y efectos de la adición de agua y mezclado del medio filtrante.

En los experimentos no se observó una influencia notoria de los agentes abultantes en la distribución del gas, por lo que es posible concluir que su presencia en el medio pasó inadvertida en cuanto a la distribución del gas, al menos, bajo las condiciones de este experimento. Sin embargo, como se ha visto y se recomienda en la literatura, el agente abultante rígido (piedras, partículas de plástico o madera, conchas de mar etc.) se añade a la composta básicamente para evitar altas caídas de presión en el medio y

mejorar la oxigenación del mismo (o lo que es lo mismo mejorar la distribución del gas). Pero como se ha visto en los resultados obtenidos en este trabajo, la caída de presión en un sistema es indicativa de dos cosas; una es que el medio se encuentra húmedo y la otra es que el gas se está distribuyendo uniformemente en la cama. Si se observa una disminución de la presión en el tiempo, es posible pensar en canalizaciones. El punto es que si el agente abultante efectivamente reduce la caída de presión, debe estar reduciendo también la distribución del gas, lo cual implica que es un agente que propicia canalizaciones en el medio y está lejos de propiciar condiciones adecuadas para la oxigenación del mismo. En la Figura 4.10 se muestra un esquema que describe la hipótesis planteada. En un inicio, el agente abultante se encuentra integrado con la composta, al pasar el tiempo la composta se separa de las partículas del agente abultante por acción del flujo de aire hasta formar en el transcurso del tiempo una canalización de flujo. Ello se puede sustentar también con lo observado visualmente en los experimentos, en el sentido de que el agente abultante, en este caso el tezontle, es un elemento ajeno a las características de la composta el cual no estuvo plenamente integrado al medio especialmente cuando la composta se encontró seca o muy húmeda. En estos casos, muchas partículas de tezontle se encontraron sueltas mientras que la composta estaba integrada en grumos.

El agente abultante genera espacios comparativamente grandes entre las partículas de composta por los cuales el gas prefiere fluir debido a la menor caída de presión que encuentra. El mismo fenómeno se advierte con los efectos de pared y la permeabilidad del aire, en cuanto a que la pared no puede estar integrada a la composta. En este sentido, Gostomski y Liaw, (2001) reportaron los efectos de la pared en la caída de presión y permeabilidad en función del diámetro del biofiltro. La caída de presión se incrementó al aumentar el diámetro de la columna en un 50% (disminución de efectos de pared) o más al cambiar el diámetro de 0.38 m a 1.12 m. También se menciona que los efectos de pared en los espacios vacíos y en la caída de presión son despreciables cuando la relación diámetro de columna-diámetro de partícula es superior a 30.

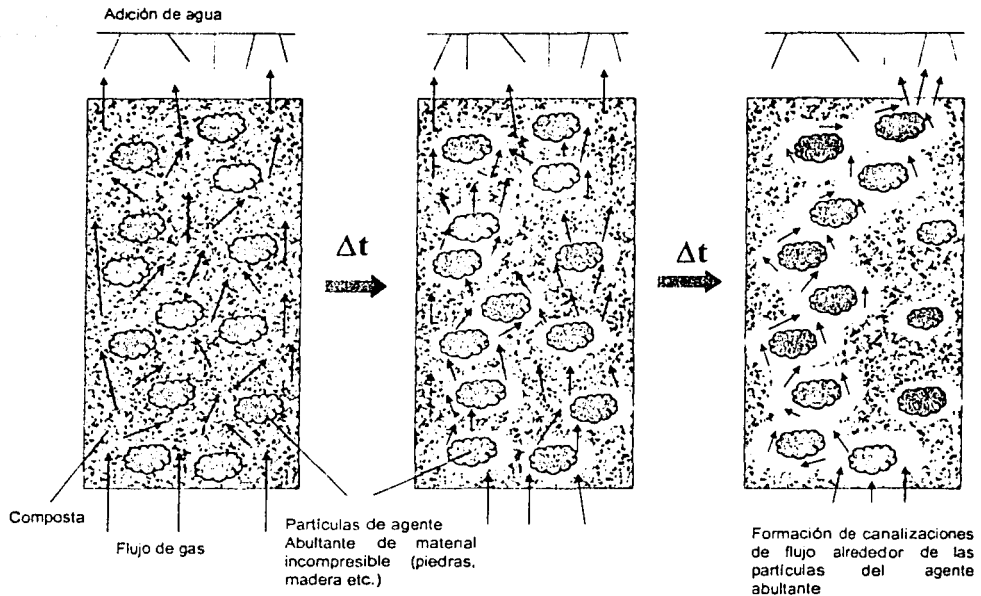


Figura 4.10 Esquema del proceso hipotético de la formación de canalizaciones de flujo favorecido por la presencia de agentes abultantes no compresibles en el medio y por la adición de agua.

Por las razones antes expuestas, se decide escoger a la composta sola como medio filtrante para el tratamiento de H_2S y se prescinde del uso de agentes abultantes o de lodo biológico.

4.2.5 Conclusiones

Las variables humedad, densidad aparente, compactación, fracción de espacio vacío, tamaño efectivo y coeficiente de uniformidad fueron analizadas para determinar si eran influenciadas significativamente por el cambio de composición del medio filtrante, la adición de agua en la parte superior de la columna y por el cambio en el flujo de aire. Los resultados mostraron que hubo cambios significativos de un 99% en dichos parámetros. La adición directa de agua al medio mantuvo humidificado solamente la parte superior del biofiltro y el cambio de composición del medio filtrante de composta a una mezcla composta con bagazo o lodo no afectó la retención de humedad bajo una temperatura ambiente de operación, sin embargo si lo hizo al mezclar composta con tezontle. La adición de bagazo de caña a la composta amortiguó el fenómeno de compactación (de 6% para composta al 3% para composta con bagazo). Para el caso de los medios filtrantes composta con lodo y composta con tezontle se observaron compactaciones del 7 y 11%, respectivamente. El tamaño de partícula y su distribución a lo largo de la columna, medido en este caso como tamaño efectivo y coeficiente de uniformidad tuvieron cambios significativos a lo largo de la columna en relación con el

flujo aplicado (mayor tasa de secado) y la adición de agua y no con respecto al de composición del medio. Bajo condiciones de mezclado del medio filtrante, no se observaron cambios significativos en la estructura interna del medio filtrante, excepto por una disminución en la capacidad de retención de agua del medio al variar la composición de éste de composta a composta con tezontle.

Al incrementar el flujo de aire al cual se sometieron las columnas se observó un decremento en la caída de presión y en la distribución del gas en función del tiempo de operación. Ello se debió a la formación de canalizaciones de flujo en el medio filtrante. Al utilizar bagazo de caña y añadir agua, se observó el fenómeno contrario, es decir, un incremento en la caída de presión y en la distribución del gas. Ello se explicó por la capacidad de hinchamiento y retención de agua del bagazo de caña.

La adición de agua en la parte superior de las columnas produjo un incremento súbito de la caída de presión así como un incremento en la distribución del gas. Tanto la caída de presión como la distribución del gas disminuyeron en función del tiempo de operación de la columna. Ello se explicó mediante un proceso de formación de canalizaciones de flujo en el medio filtrante. Se concluye que agregar agua en la parte superior de los biofiltros con el objeto de humidificar el medio filtrante no es eficaz, por el contrario produce problemas de compactación, aglutinamiento y cortos circuitos.

Para evitar la formación de canalizaciones de flujo y conservar las características originales del medio filtrante se llevó a cabo su homogeneización a través del mezclado del mismo con una adición controlada de agua.

El uso de agentes abultantes como el tezontle o el bagazo de caña no se justifican desde el punto de vista del mejoramiento en la caída de presión ni en la distribución del gas. Por el contrario, el tezontle favoreció la compactación del medio y el bagazo la obstrucción de espacios vacíos por hinchamiento, lo cual, en ambos casos se reflejó en el incremento de la caída de presión.

Se cuestiona el uso de agentes abultantes en la composta pues su función es disminuir la caída de presión en los biofiltros a costa de una inadecuada distribución del gas. Se propuso una hipótesis sobre la formación de canalizaciones de flujo al estar presente un agente abultante. El agente abultante genera espacios comparativamente grandes en la composta por los cuales el gas prefiere fluir debido a la menor caída de presión que encuentra.

La formación de canalizaciones en el medio filtrante en función del tiempo de operación se explica mediante un mecanismo que siempre está presente en los biofiltros. Este mecanismo se basa en el cambio del tamaño de partícula del medio debido a cambios en la humedad del mismo por la acción del flujo de aire (secado) o adición excesiva de agua (sobrehumidificación) que producen fragmentación y aglomeración de partículas, respectivamente. En algunos casos, ello puede ser contrarrestado por el crecimiento de la biomasa pero en otros será evidente. Este mecanismo puede ser contrarrestado

Resultados y Discusión

eficazmente mediante el mezclado del medio filtrante. La homogeneización de la cama por medio del mezclado permite prescindir del uso de agentes abultantes.

Desde el punto de vista físico, la composta sola puede ser utilizada como medio filtrante y se puede prescindir de agentes abultantes o enriquecedores de medio.

4.3 Efecto del mezclado del medio filtrante y la carga másica sobre la eficiencia de remoción de H_2S en biofiltros de composta

4.3.1 Introducción

Como es posible concluir del capítulo de fundamentos teóricos, la biofiltración de gases es un proceso complejo que es afectado por varios factores como la oxigenación del medio, el contenido de humedad, el pH, la temperatura, los patrones de flujo en el medio, cargas superficiales y las cargas másicas. Debido a ello y a pesar de numerosos estudios que se han efectuado, aún no se ha comprendido con cabalidad su funcionamiento (Baltzis *et al.*, 1997). En la sección anterior se determinó el efecto positivo del mezclado del medio filtrante. En este sentido caben las preguntas ¿El mezclado del medio filtrante permitirá un mejor control del sistema de biofiltración al variar carga másica volumétrica de H_2S dentro de un intervalo de concentración típico encontrado en efluentes gaseosos de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales? ¿Qué efectos cualitativos y cuantitativos se obtienen al mezclar el medio filtrante sobre el pH, la concentración de sulfato, el control de la humedad del medio, distribución del gas y sobre la caída de presión al utilizar biofiltros de composta y al estar tratando H_2S por largos periodos de operación dentro de un intervalo de concentración típico encontrado en efluentes gaseosos de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales?

Para responder estas preguntas, en esta parte de la investigación se tuvo como objetivos determinar el efecto de la carga másica sobre la eficiencia de remoción de H_2S en un sistema de biofiltración con composta, estudiar el efecto del cambio de pH y acumulación de sulfatos sobre la eficiencia de remoción de H_2S y establecer los efectos del mezclado del medio filtrante sobre la caída de presión, distribución del gas y la eficiencia de remoción de H_2S . Es decir, se comparan dos criterios de operación de los biofiltros, uno el convencional y otro en el cual se lleva a cabo el mezclado del medio filtrante.

En este experimento se escogió a la composta como medio filtrante sin agentes abultantes. Debido a los resultados obtenidos en la sección 4.2, se consideró que la composta por sí sola es un medio filtrante adecuado para el tratamiento de H_2S sin necesidad de recurrir a la adición de lodo como enriquecedor de microorganismos ni de agentes abultantes. En este sentido, se coincide con el trabajo de Allen y Yang (1991) quienes utilizaron composta para el tratamiento de H_2S , así mismo con lo reportado por Cho *et al.*, (1991) quienes afirman que una composta, turba o suelo contiene una diversidad y concentración de microorganismos tal que permiten efectuar una remoción cuantitativa de H_2S sin adición de microorganismos, mas no en el caso del tratamiento de compuestos orgánicos volátiles azufrados.

La metodología experimental correspondiente a esta parte de la investigación fue descrita en la sección 3.9.3 de este documento. Las condiciones experimentales (C.E.) a las cuales se hace referencia se resumen en la Tabla 3.4 de esa sección. La

operación convencional de los biofiltros incluye las primeras seis condiciones experimentales (141 días de duración) mientras que el mezclado de la cama se efectuó rutinariamente en la séptima condición experimental (65 días de duración).

4.3.2 Resultados y discusión

4.3.2.1 Operación convencional de los biofiltros

En las Figuras 4.11, 4.12 y 4.13 se presentan los resultados experimentales obtenidos para remoción de H_2S , caída de presión y cambio de pH para los tres biofiltros; y en la Figura 4.14 se presenta la evolución de los dos últimos parámetros en el caso control C. Como es posible observar en las Figuras 4.11, 4.12 y 4.13 al incrementarse la carga másica de H_2S disminuye la eficiencia de operación del sistema, independientemente de la condición experimental del mismo, lo que es de esperar. Para ejemplificar este resultado se toma la condición experimental 1 (C.E.-1) en la cual el biofiltro I opera a una eficiencia de remoción de 100% durante los 24 días que dura la SO-1, mientras que en el biofiltro II existen inestabilidades en la remoción en un intervalo de 10 a 15 días de operación y en el biofiltro III llega a caer hasta un 65% de remoción teniendo un máximo del 95%.

Durante la C.E.-1, que corresponde al arranque del sistema, en los primeros 40 cm de medio filtrante se lleva a cabo la remoción de H_2S en un 63 ± 10 , 31 ± 17 y 27 ± 14 por ciento como promedio para las cargas másicas de 4, 7 y 15 $gH_2S/m^3/h$, respectivamente. Este comportamiento coincide con el trabajo de Van Langenhove *et al.*, (1986) quienes reportan una remoción de H_2S de 63 ± 13 a 87 ± 4 por ciento en los primeros 30 cm de un biofiltro de composta operando a una carga másica baja ($0.585 g/m^3/h$). Por otro lado, Carlson y Leiser (1966) reportaron una eliminación de H_2S del 90% en los primeros 46 cm de un biofiltro empacado con tierra al tratar H_2S con una concentración de 9.5 ppm. Así mismo, Webster *et al.*, (1996) al trabajar con biofiltros de composta para tratar una mezcla de H_2S con compuestos orgánicos volátiles reportaron una eliminación del 100 % del H_2S en los primeros 20 cm del biofiltro al manejar una concentración de 1 a 10 ppmv que equivalió a una carga másica de $0.26 g H_2S/m^3/h$.

Estos resultados demuestran la alta capacidad de eliminación de H_2S que posee un biofiltro de composta, donde bastan 20 cm de espesor de medio para eliminar de un 60 a 80 % del contaminante, dependiendo, claro está, de la carga másica y superficial aplicada, así como de los procesos de transferencia de masa (convección en la fase gas y difusión en la biopelícula) y de reacción en el medio. La resistencia a la transferencia de masa en la fase gas puede ser despreciada con lo cual la capacidad de remoción de contaminante del biofiltro estará determinada por limitaciones en la convección y en la reacción (Ottengraf, 1987).

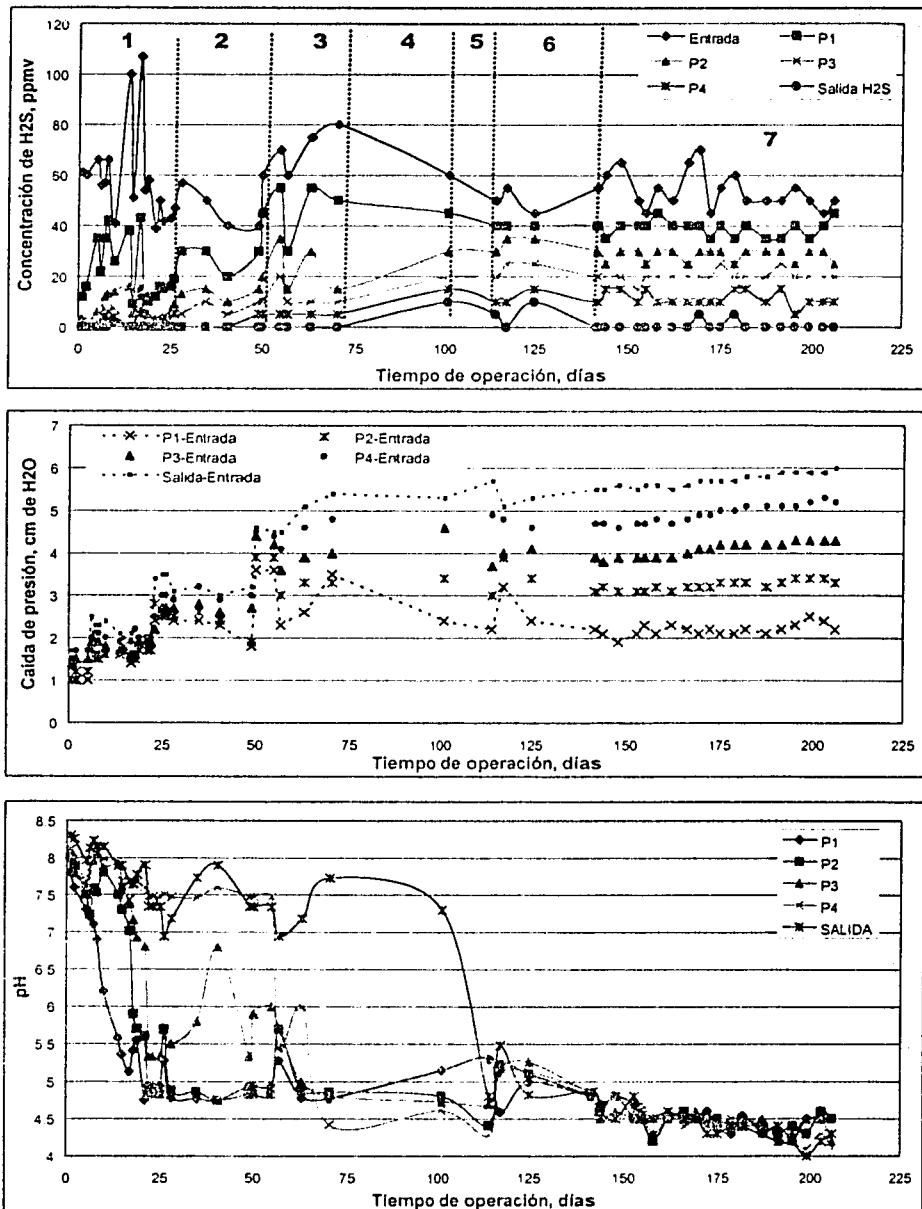


Figura 4.11 Evolución de la concentración de H₂S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO I con carga másica de 4.3 a 4.6 gH₂S/m³/h (ver Tabla 3.4 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).

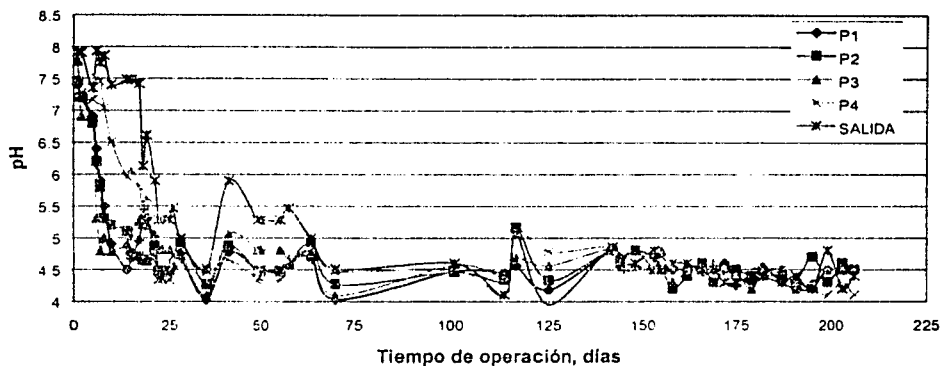
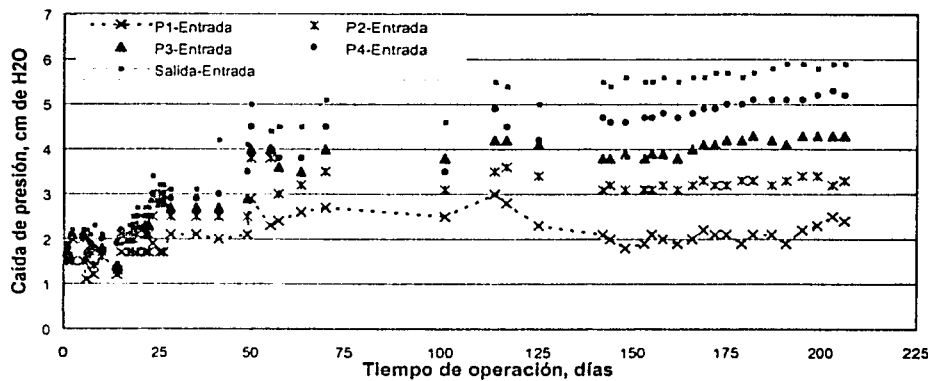
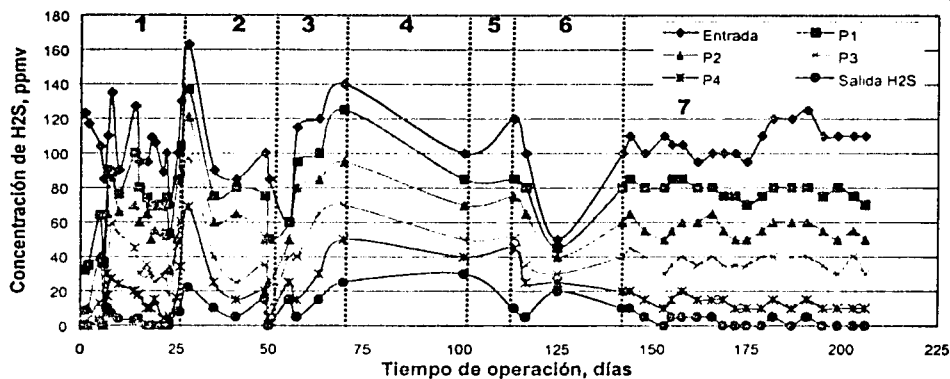


Figura 4.12 Evolución de la concentración de H₂S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO II con carga másica de 8.3 a 8.6 gH₂S/m²/h (ver Tabla 3.4 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).

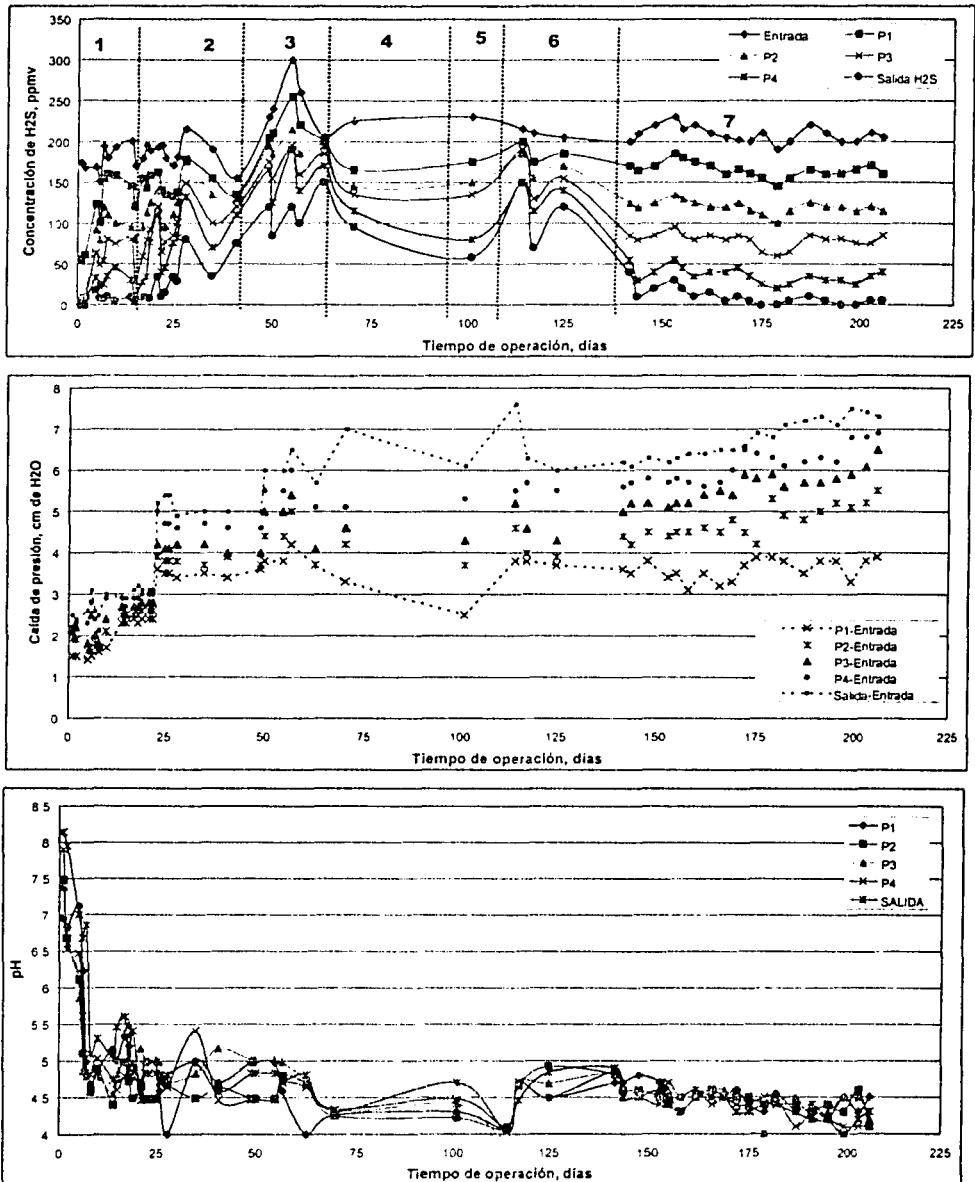


Figura 4.13 Evolución de la concentración de H₂S, caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al BIOFILTRO III con carga másica de 15.9 a 16.7 gH₂S/m³/h (ver Tabla 3.4 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).

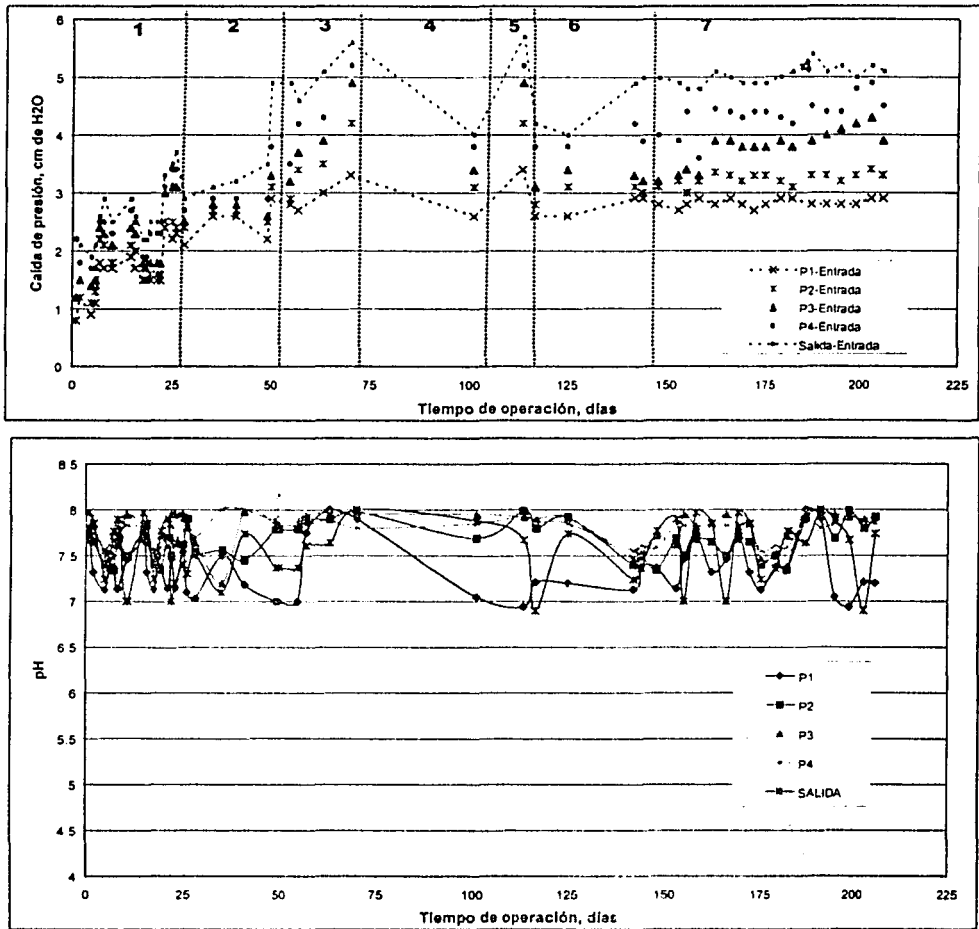


Figura 4.14 Evolución de la caída de presión y pH en función del tiempo de operación correspondiente al control C (ver Tabla 3.4 para descripción de la condición experimental señalada con el número arábigo).

Es de resaltar que en la C.E.-1 en el Biofiltro I, a pesar de haberse presentado incrementos abruptos en la concentración de H_2S en la corriente afluyente al biofiltro (en ocasiones más del 100%) permaneció constante la eficiencia global de remoción de H_2S en 100%, cosa que no sucedió en las siguientes condiciones experimentales (excepto la 7), ni en los demás biofiltros. Es decir, a cargas máxicas bajas ($4 \text{ gH}_2\text{S/m}^3/\text{h}$) o menores y con la carga superficial manejada de $74 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ o menor es posible esperar que el biofiltro posea la capacidad de absorber picos máxicos de este contaminante hasta en incrementos del 100% o mayores.

Cabe mencionar que en la C.E.-1, al considerar que se está utilizando composta fresca, es posible suponer que no toda la remoción de H_2S se lleva a cabo biológicamente pues durante esta condición experimental aún no se han desarrollado los microorganismos para llevarla a cabo, sino por el contrario, puede existir un fuerte componente fisicoquímico que contribuye a dicha remoción, es decir adsorción y absorción del H_2S . La remoción global en esta etapa de arranque del biofiltros puede ser el resultado de una contribución de fenómenos químicos, físicos y biológicos. En la literatura es posible encontrar apoyo intuitivo a esta hipótesis, sin embargo, en el caso del H_2S es posible demostrar que el peso específico que posee el fenómeno de absorción en la composta es despreciable comparado con la degradación biológica del compuesto.

El peso total de la composta (ver inciso 3.1.1) en una columna de biofiltración fue de 4.8 kg (calculado a partir de una densidad aparente de 0.59 g/ml). Si se considera que el contenido de humedad fue del 65%, se calculan 3.12 l de agua en el medio. Para la corriente de aire que ingresa a la columna a razón de 10 l/min y posee una concentración de H_2S de 50 ppmv ($0.07 \text{ mg H}_2\text{S/l}$), se puede calcular un aporte de azufre al medio filtrante de 0.66 mg S/min. Por otro lado, el H_2S del gas se encuentra en equilibrio con el H_2S contenido en el agua y ello se regula por la ley y constante de Henry (483 atm) a una temperatura de 20°C y presión atmosférica de 1 atm (Perry y Green, 1988). El pH del medio (se consideró un pH de 7.5) determina la distribución de especies de azufre (como H_2S/HS^-) en el agua. En una gráfica de distribución de especies a este pH (Sawyer *et al.*, 1994) es posible observar que el H_2S representa el 24% del contenido de azufre total en el agua. El resto se encuentra como HS^- . Al considerar lo anterior, es posible calcular que en la composta a régimen permanente (sin reacción) habrían concentraciones de 0.19 mg H_2S/l y de 0.60 mg HS^-/l que equivalen a un contenido de azufre total de 0.76 mgS/l. Si existen 3.12 l de agua en el medio y se asume que el H_2S entra en contacto con toda ella (se supone una excelente distribución del gas en el medio filtrante) además de despreciar el fenómeno de adsorción en la composta, se encontrarían 2.38 mg de S en todo el biofiltro (no se considera el contenido de azufre elemental). Del azufre que ingresa al biofiltro y la capacidad de absorción del mismo resulta que el biofiltro se saturaría de azufre en 3.6 minutos. Por otra parte, Van Langenhove *et al.*, (1986) dan cuenta de la capacidad de adsorción de H_2S de un medio filtrante a base de corteza de árbol. Ellos reportan que a una concentración de 0.13 y 0.36 mg H_2S/l de agua (concentración de H_2S en el gas de 35 y 96 ppmv, respectivamente) a un pH de 5.5, el medio adsorbe 116 y 387 mg

H₂S/Kg de medio seco, respectivamente. Por medio de una interpolación lineal entre estos datos para un valor de 50 ppmv se calcula una capacidad de adsorción de 0.18 mg H₂S/Kg de medio seco. Suponiendo que la composta utilizada tuviera características similares de adsorción que la corteza de árbol, se calcula una capacidad de adsorción en el biofiltro de 0.28 mg de azufre y un tiempo de saturación de 0.4 min. Es decir, que la capacidad de adsorción junto con la de absorción del biofiltro se agota en menos de 4 minutos. Con lo anterior es posible concluir que la remoción del H₂S durante el arranque del biofiltro se debe básicamente a la capacidad de degradación de los microorganismos contenidos en la composta y que la contribución a la eliminación de H₂S por parte de los fenómenos de adsorción/absorción es despreciable.

Como es posible observar en las Figuras 4.11, 4.12 y 4.13, en la C.E.-1, el biofiltro I presentó una eliminación constante de H₂S cercana a 100%, mientras que los dos biofiltros restantes tienden a disminuir su eficiencia de remoción en el transcurso del tiempo hasta su estabilización. En el caso del biofiltro II se calcula una tasa de disminución en el porcentaje de eliminación de H₂S del orden de 0.03 unidades porcentuales/d hasta llegar a un porcentaje de eliminación de H₂S del orden del 85%. Por otro lado, el biofiltro III presentó una tasa de decaimiento en el porcentaje de eliminación de H₂S del orden de 0.5 unidades porcentuales/d hasta llegar a un porcentaje de eliminación promedio del 60%. Es claro que al incrementarse la carga másica de H₂S se obtiene una mayor tasa de decaimiento en el porcentaje de eliminación de H₂S. Al establecer el mezclado del medio filtrante (C.E. 7), la eficiencia de remoción de H₂S se incrementa a niveles cercanos al 100% en todos los casos sin depender de la carga másica aplicada. En la Tabla 4.1 se muestra esta situación.

TABLA 4.1 VALORES PROMEDIO DE DISTINTOS PARÁMETROS OPERATIVOS DE LOS BIOFILTROS EN FUNCIÓN DEL ESTADO DE MEZCLADO DEL MEDIO FILTRANTE.

	Biofiltro I		Biofiltro II		Biofiltro III	
	0-141	142-206	0-141	142-206	0-141	142-206
Días de operación	0-141	142-206	0-141	142-206	0-141	142-206
Concentración promedio de H ₂ S en el influente, ppmv	58.0	53.9	103.7	107.1	198.7	208.2
Carga másica de H ₂ S, g/m ³ /h	4.6	4.3	8.3	8.6	15.9	16.7
Concentración promedio de H ₂ S en el efluente, ppmv	0.9	0.5	7.4	2.9	48.9	10.2
% de remoción de H ₂ S	98.4	99.0	92.8	97.3	75.3	95.0
Tasa de remoción de H ₂ S, g/m ³ /h	4.5	4.2	7.7	8.4	11.9	15.8

Nota: El intervalo de días de 0 a 141 abarca las condiciones experimentales de la 1 a la 6 donde existió una operación convencional, el intervalo de días 142 a la 206 corresponde a la C.E. 7 en la cual se operaron los biofiltros con mezclado del medio filtrante.

Con en la información proporcionada en la Tabla 4.1 se efectuó un análisis de variancia o de significancia al 99% de experimentos factoriales tipo 2², en donde se evalúa el efecto de los factores; carga másica de H₂S y estado de homogeneización del medio sobre la eficiencia de remoción de H₂S. Los resultados se resumen en la Tabla 4.2.

TABLA 4.2 RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANCIA DE LOS EXPERIMENTOS FACTORIALES
2²

Comparación	Biofiltro I con II		Biofiltro II con III	
	Efecto de factores	Relación $F_0/F1\%$	Efecto de factores	Relación $F_0/F1\%$
Carga másica de H ₂ S	-3.6	2.5	-9.9	18.4
Homogeneización del medio filtrante	2.5	1.2	12.1	27.6

Los efectos de factores negativos indican una relación inversamente proporcional con respecto a la eficiencia de remoción, es decir, a mayor carga másica disminuye la eficiencia de remoción de H₂S. La magnitud del valor refleja la intensidad del factor sobre la eficiencia de remoción. La relación de distribuciones F indican un cambio significativo con una seguridad de por lo menos el 99% cuando se está por arriba de 1. Cuanto mayor sea este valor más significativo es el cambio evaluado (ver Anexo 2).

Se hace notar que el efecto de cargas másicas altas sobre la eficiencia de remoción de H₂S en los biofiltros es significativamente mayor que el manejo de cargas másicas bajas aún cuando los cambios en las cargas másicas sean proporcionales. Esto es, un cambio en la carga másica de 4 a 7 g/m³/h (casi el doble de incremento) tuvo un efecto valorado como -3.6, mientras que un cambio de 7 a 15 g/m³/h (casi el doble de incremento también) tuvo un efecto valorado como -9.9. Así también es posible concluir que el efecto de homogeneización del medio sobre el mejoramiento de la eficiencia de remoción de H₂S es significativo y es más intenso al estar manejando cargas altas que bajas. En este sentido se observan cambios en la relación de distribuciones F de 1.2 a 27.6. La operación de biofiltros bajo cargas másicas altas de contaminantes debe considerar, en su operación y mantenimiento, el mezclado de la cama, pues de lo contrario, la eficiencia de operación de los mismos será abatida con el tiempo.

4.3.2.2 Relación entre la carga másica aplicada, el tiempo de retención del gas y el porcentaje de eliminación de H₂S bajo una operación convencional

Cada uno de los biofiltros utilizados en la experimentación contó con cinco puertos de muestreo espaciados cada uno de ellos 20 cm a lo largo de la altura del biofiltro. En ellos se monitoreó la concentración de H₂S, el pH y la caída de presión. Con ello fue posible obtener el perfil de concentraciones de H₂S a lo largo de la altura de los biofiltros o lo que es lo mismo, en función del tiempo de residencia del gas a lo largo de la cama de medio filtrante (Figuras 4.11 a la 4.13). Si se divide el tiempo de retención en cama vacía total manejado en los biofiltros (48.6 s) entre los cinco puertos de muestreo que corresponde a cada sección se obtiene un tiempo de retención del gas de 9.7 s que al ser acumulado conforme el gas avanza en el biofiltro, se tienen tiempos de retención de 9.7, 19.4, 29.1, 38.8 y 48.6 s.

En la Figura 4.15 se presentan gráficas para cada biofiltro (o para cada carga másica) que muestran el porcentaje de eliminación de H_2S promedio con sus respectivas desviaciones estándar correspondientes a un lapso de operación del sistema de 70 días. Para calcular los promedios se tomaron en cuenta los datos de los primeros 70 días de operación del sistema que abarcan tres condiciones experimentales (C.E.-1, 2 y 3) en las cuales, en términos generales, se operaron los biofiltros con criterios de operación comúnmente utilizados y reportados en la literatura (operación convencional). La homogeneización efectuada al medio filtrante en el día 50 no introduce en el cálculo de promedios y desviaciones estándar una modificación significativa en los valores calculados.

Las gráficas de la Figura 4.15 muestran el incremento de la eficiencia de remoción de H_2S , al incrementarse el Tiempo de Retención del Gas en Cama Vacía (TRCV), sin embargo, ésto lo efectúan de distinta forma en función de la carga másica aplicada. En el caso del biofiltro I, con una carga másica aplicada de H_2S de $4 \text{ g/m}^3/\text{h}$ se alcanzan remociones superiores al 90% con un TRCV de 29 s, mientras que el biofiltro II, con una carga de $7 \text{ g/m}^3/\text{h}$ requiere de los 48.6 s para alcanzar el mismo nivel de remoción y en el biofiltro III, con una carga de $15 \text{ g/m}^3/\text{h}$ y operando al TRCV máximo, apenas alcanza el 80% de eliminación como promedio. Resultados muy similares han sido obtenidos por Van Langenhove *et al.*, (1985) y Allen y Yang, (1991). En el primer caso, reportan una remoción de H_2S cercana al 100% con un TRCV de 36.9 s y una carga másica muy baja de $0.585 \text{ g/m}^3/\text{h}$ (10 ppmv) la cual corresponde a un biofiltro sobre diseñado para el flujo y carga aplicada. En el segundo trabajo se obtuvo una eliminación de H_2S de prácticamente el 100% con un TRCV de 35 s y cargas másicas aplicadas que variaron entre 0.612 a $57.6 \text{ g/m}^3/\text{h}$. Esta última carga debió corresponder a una sobrecarga puntual (no se aclara en el documento) para evaluar la respuesta del biofiltro.

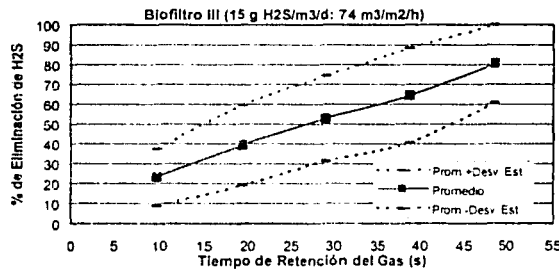
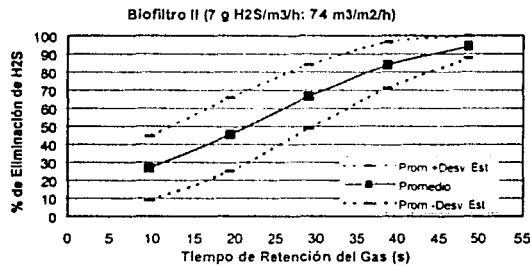
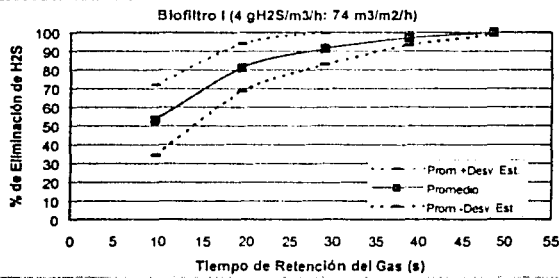
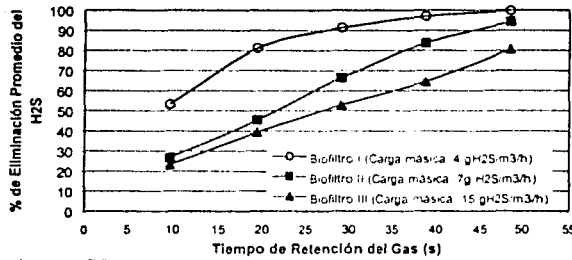


Figura 4.15 Para cada biofiltro (o cargas máscas) se muestra el porcentaje de eliminación de H₂S promedio con sus respectivas desviaciones estándar en función del tiempo de retención del gas en la cama vacía correspondiente a un lapso de operación del sistema de 70 días.

En este sentido, en la S.O 1 correspondiente al biofiltro I se llegaron a aplicar sobrecargas (por accidente) hasta de un 300% de la carga especificada ($4 \text{ g/m}^3/\text{h}$, 50 ppmv), pero debido a su corta existencia no llegaron a afectar la operación del biofiltro.

Otro aspecto mostrado en las gráficas de la Figura 4.15 son los perfiles de las desviaciones estándar. En el caso del Biofiltro I, conforme se incrementó el TRCV, la desviación estándar decreció a cargas bajas (4 y $7 \text{ g/m}^3/\text{h}$), lo que muestra estabilidad y constancia en la capacidad de eliminación de H_2S , sobre todo en las capas superiores del medio filtrante o lo que es lo mismo a tiempos de retención altos. El Biofiltro III, al operar a una carga másica superior ($15 \text{ g/m}^3/\text{h}$), presentó valores de desviación estándar que variaron mucho menos que los valores de las desviaciones estándar de los otros dos biofiltros, es decir permanece constante la variación estándar aún cuando se incrementa el TRCV (29% de variación en la desviación estándar contra 95 y 67% en los biofiltros I y II respectivamente) lo que denota una mayor inestabilidad en la capacidad de eliminación de H_2S a la carga másica y superficial manejada.

El perfil de eliminación de H_2S mostrado en la Figura 4.15, para una carga de $4 \text{ g/m}^3/\text{h}$ se asemeja al tipo exponencial, mientras que los perfiles para las cargas de 7 y $15 \text{ g/m}^3/\text{h}$ tienden a ser lineales. Esto define el orden de reacción en función de la carga másica aplicada, es decir, que los perfiles de eliminación de H_2S que se ajusten a una función exponencial corresponden a reacciones de primer orden que son limitadas por la difusión del sustrato en la biopelícula. Los perfiles lineales son representativos de reacciones de orden cero en donde la velocidad de reacción es considerada como el factor limitante de la eliminación de sustrato (Lobo *et al.*, 1999). En este sentido, la carga másica de $4 \text{ g/m}^3/\text{h}$ utilizada en el biofiltro I puede ser descrita por modelos que involucren reacciones de primer orden. Mas adelante se efectúa un ejercicio en este sentido.

Por otro lado, la eficiencia de operación de los biofiltros prácticamente no fue alterada al permanecer éstos sin alimentación de gas en un transcurso de 28 días (C.E. 4 ver Tabla 3.5). La capacidad de remoción fue recuperada al cabo de tres días de operación lo cual demuestra la versatilidad de operación de estos sistemas. Esta capacidad de recuperación de los biofiltros cuando han estado sin alimentación de sustrato por largo tiempo también fue reportada por Zarook *et al.*, (1997) con resultados similares.

La temperatura de operación de los biofiltros varió entre 18 a 25 °C. Como lo demuestra Chung *et al.*, (1996) este no es un factor que sea significativo para la remoción de H_2S en biofiltros de composta, siempre y cuando se mantenga en un intervalo comprendido entre 15 y 35 °C.

4.3.2.3 Tasa de disminución de pH en función de la carga másica aplicada

La disminución del pH en los medios filtrantes se debe a la neutralización de alcalinidad en el medio debido al proceso de oxidación del H_2S que produce H_2SO_4 (Janssen *et al.*, 1995).

En las Figuras 4.11 a la 4.14 se muestra la variación de pH correspondientes a los biofiltros I, II y III y el control C, en función del tiempo de operación. En ellas es posible observar que la tasa de decaimiento de pH, medida en el período de mayor cambio (máxima pendiente de la gráfica pH vs t) se incrementa con la carga másica aplicada, de tal forma que para una carga másica de $4 \text{ gH}_2\text{S/m}^3/\text{h}$, correspondiente al Biofiltro I, es de 0.021 unidades de pH/d, para el Biofiltro II, con una carga másica de $7 \text{ g/m}^3/\text{h}$, se calcula de 0.087 unidades de pH/d y para el Biofiltro III, con una carga de $15 \text{ g/m}^3/\text{h}$ es de 0.217 unidades de pH/d. Para el primer caso, la disminución del pH a un punto estable tomó 125 días de la experimentación, mientras que para los biofiltros II y III tomó 35 y 15 días, respectivamente.

En la Figura 4.16 se muestra con mayor amplitud la disminución diaria de pH que puede suceder en el medio filtrante en función de la carga másica aplicada durante la etapa de arranque de los biofiltros. Para la elaboración de dicha gráfica se calculó la pendiente máxima de las curvas de pH correspondientes a cada puerto de muestreo y se consideró que cada puerto de muestreo delimita la salida y entrada a unidades de biofiltración con una altura de 20 cm y un volumen de 1.62 L. Es decir, cada biofiltro puede considerarse como una cascada de 5 biofiltros más pequeños puestos en serie y conforme sucede la eliminación de H_2S a lo largo del biofiltro, se establecen distintas cargas másicas en cada subunidad del biofiltro. La carga superficial de gas permaneció constante.

En la etapa de arranque de los biofiltros, la disminución del pH tiende a un comportamiento lineal en función de la carga másica aplicada, de tal forma que para una carga aplicada de $70 \text{ g H}_2\text{S/m}^3/\text{h}$ se espera una disminución de pH de 0.3 unidades diarias y si se tiene un pH inicial de 7, al cabo de 10 días de operación, se espera una disminución de pH a un valor alrededor de 4.

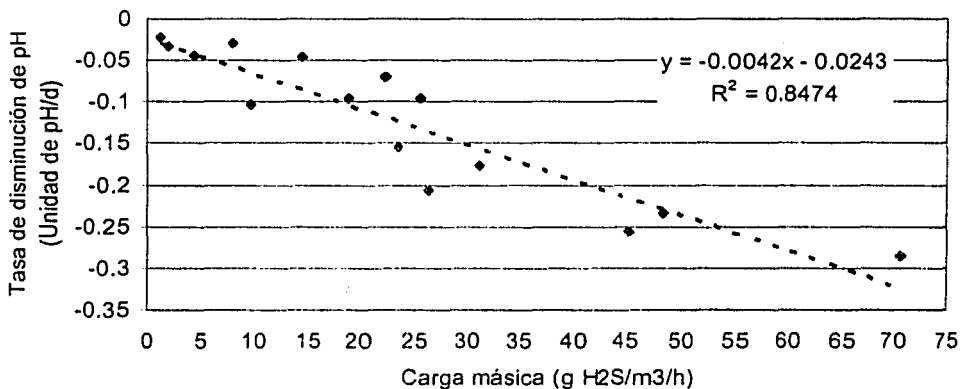


Figura 4.16 Tasa de disminución del pH en función de la carga másica aplicada

La Figura 4.16 puede ser de valor para estimar el decaimiento del pH en el tiempo en función de la carga másica aplicada. Algunos trabajos en la literatura reportan la

estabilización del pH alrededor de 4. Devinny y Chitwood, (1999) muestran un decaimiento del pH de 7 a 4 al tratar H_2S y compuestos orgánicos volátiles con un biofiltro de virutas de madera. El pH se estacionó en un valor de 4 al cabo de 6 meses de operación y continuó prácticamente con este valor durante 10 meses más. Por otra parte, Smet y Van Langenhove (1998) reportan la misma tendencia del pH al trabajar con biofiltros de composta y disulfuro de metilo. En este caso el pH disminuyó de 7.5 a 4.2 al cabo de 50 días de operación.

Para ilustrar el caso más extremo, en la Figura 4.13 es posible observar la disminución del pH hasta su estabilización a un pH promedio de 4.58 ± 0.29 . Ello es posible explicarlo por medio de la capacidad tampón del medio filtrante establecido básicamente por el equilibrio del sistema HCO_3^-/H_2CO_3 . Como es posible demostrar (Sawyer *et al.*, 1994), la alcalinidad del medio está determinada por las especies OH^- , CO_3^{2-} y HCO_3^- , en donde al establecer un pH por debajo de 8.3, prácticamente la totalidad de la alcalinidad se debe a bicarbonatos.

En este sentido, el balance de materia para la concentración total de carbono es:

$$Ct = [HCO_3^-] + [H_2CO_3] \quad (4.3.1)$$

y la constante de equilibrio es

$$Ka = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{[H_2CO_3]} \quad (4.3.2)$$

Al combinar ambas ecuaciones es posible obtener la siguiente expresión que establece la concentración molar de HCO_3^- en función de H^+ y de la concentración total, es decir,

$$[HCO_3^-] = \frac{KaCt}{[H^+] + Ka} \quad (4.3.3)$$

Por otra parte, la ecuación de electroneutralidad que define al sistema tampón en el medio filtrantes es:

$$[H^+] = [OH^-] + [HCO_3^-] + 2[SO_4^{2-}] \quad (4.3.4)$$

Al sustituir la ecuación 4.3.3 en la 4.3.4, así como la expresión de disociación del agua, es posible obtener la siguiente expresión:

$$[SO_4^{2-}] = \frac{[H^+]}{2} - \frac{K_w}{2[H^+]} - \frac{KaCt}{2([H^+] + Ka)} \quad (4.3.5)$$

Esta ecuación establece la concentración molar de SO_4^{2-} en el medio en función del pH.

Por otro lado se define a β como la capacidad tampón del medio filtrante, que establece la cantidad de ácido necesario para disminuir en una unidad el pH. Para encontrar una expresión para la capacidad tampón del medio filtrante es necesario derivar la expresión 4.3.5 con respecto al pH, como sigue:

$$\frac{d[SO_4^{2-}]}{d[pH]} = \frac{d[SO_4^{2-}]}{d[H^+]} \frac{d[H^+]}{dpH} \quad (4.3.6)$$

$$pH = -\log[H^+] = \frac{-1}{2.303} \ln[H^+] \quad (4.3.7)$$

$$\frac{d[H^+]}{dpH} = -2.303[H^+] \quad (4.3.8)$$

$$\beta = \frac{-d[SO_4^{2-}]}{dpH} = -2.303[H^+] \frac{d[SO_4^{2-}]}{[H^+]} \quad (4.3.9)$$

$$\beta = 1.1515 \left[\frac{KaCt[H^+]}{([H^+] + Ka)^2} + \frac{Kw}{[H^+]} + [H^+] \right] \quad (4.3.10)$$

En la Figura 4.17 se muestran las gráficas teóricas del índice tampón (ecuación 4.3.10) para las alcalinidades promedio del medio filtrante (357 mgCaCO₃/L) y la promedio \pm la desviación estándar.

Como es posible observar en la Figura 4.17, la capacidad tampón del sistema CO₂/HCO₃⁻/CO₃²⁻ es proporcional a la alcalinidad del medio y presenta dos mínimos correspondientes a los dos puntos de inflexión a pH= 8.3 y pH= 4.5, que se presentan en una curva de titulación típica (pH vs ml ácido).

En un inicio, a un pH promedio de 7.62 ± 0.49 , el medio filtrante posee una capacidad tampón de 2.05×10^{-4} moles H₂SO₄/L/ Δ pH, que al disminuir el pH, se incrementa hasta alcanzar el máximo (pH=6, $\beta=8.66 \times 10^{-4}$ moles H₂SO₄/L/ Δ pH) y posteriormente disminuye al mínimo para ubicarse en un $\beta= 9.11 \times 10^{-5}$ moles H₂SO₄/L/ Δ pH a un pH de 4.5. Cualquier cambio en el pH por debajo de 4.5 requiere de mayores cantidades de H₂SO₄ pues la capacidad tampón se incrementa vertiginosamente. Ello hace que el pH se mantenga alrededor de 4.5 hasta que el sistema tampón se rompa mediante el consumo total de la alcalinidad presente en el medio.

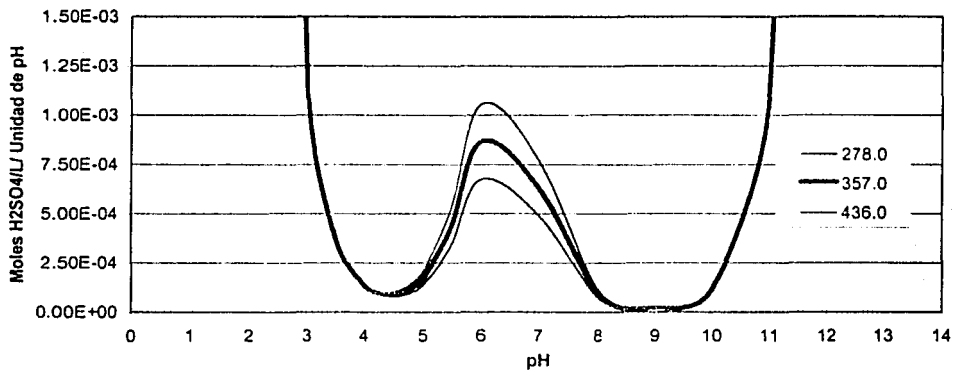
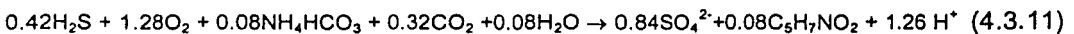


Figura 4.17. Capacidad tampón teórica del sistema $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ en función del pH considerando una alcalinidad promedio del medio filtrante por bicarbonato de $357 \pm 79 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$.

Por otra parte, resulta interesante comparar el tiempo de consumo de alcalinidad experimental para disminuir el pH de 7.5 a 4 contra dos distintos procedimientos, estos son:

a) Se considera la reacción biológica reportada por Dalouche *et al.*, (1989) para la degradación biológica de H_2S por medio de *Thiobacillus* fijos en un medio filtrante consumible, esto es:



b) Por medio de curvas de titulación (una por cada concentración de H_2S utilizada) en las cuales se colocaron muestras de composta fresca de 10 ml en 50 ml de agua desionizada, y después de agitar vigorosamente durante 30 min fue filtrada para obtener una muestra de 33 ml, para la cual se requirieron 3.1 ml de ácido sulfúrico 0.02 N para bajar el pH de 7.5 a 4. Al considerar el flujo de gas y la concentración de H_2S en cada biofiltro en la corriente de entrada es posible calcular el tiempo de consumo de alcalinidad.

En los dos casos anteriores se considera que todo el H_2S que ingresa entra en contacto con el medio filtrante húmedo (al 50% de humedad) con una alcalinidad de $357 \pm 79 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$. El flujo de gas fue de 10 l/min. El supuesto anterior presupone una distribución ideal del gas en el medio filtrante.

TABLA 4.3 TIEMPOS DE CONSUMO DE ALCALINIDAD EN EL MEDIO FILTRANTE CON UNA ALCALINIDAD INICIAL DE 357 mgCaCO₃/L PARA DISMINUIR EL pH de 7.5 a 4 SEGÚN DISTINTAS CONSIDERACIONES

Biofiltro	Concentración de H ₂ S en el aire (ppmv) Flujo=10 l/min	Reacción de Dalouche Ecuación 4.3.11 (d)	Curva de titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N (d)	Experimental (Figura 4.16) en puerto de muestreo 1 (d)
I	50	2.9	9.8	29.1
II	100	1.4	4.9	16.3
III	183	0.7	2.6	10.9

Como es posible observar, el tiempo del consumo de alcalinidad en la planta piloto excede hasta en 4 veces el tiempo requerido en una titulación y hasta en 15 veces lo calculado a partir de la reacción de Dalouche. Ciertamente, en los biofiltros intervienen fenómenos como canalizaciones de gas, aspectos de transferencia de masa y variaciones de temperatura que no están presentes en la titulación ni mucho menos en la reacción de Dalouche, lo cual hacen que el tiempo de consumo de alcalinidad se incremente. Bajo ésta hipótesis es de suponer que el tiempo experimental de consumo de alcalinidad bajaría al homogeneizar el medio filtrante y se acercaría a los tiempos reportados en la titulación del medio filtrante. Ello fue comprobado mediante un experimento con un biofiltro de composta y mezclado de la cama tratando H₂S a una concentración de 183 ppmv y operado durante 5 días. Al cabo de 3.3 días de operación, el pH de la columna disminuyó a un valor de 4.6, estabilizándose alrededor de este parámetro. Con ello se comprueba indirectamente que bajo el mezclado de cama existen mejores condiciones de distribución del gas en el medio filtrante.

Por otra parte, se calculó el aporte de alcalinidad al medio por el CO₂ contenido en el aire. El CO₂ contenido en el aire ($y=0.03\%$, $H_e=1500$ mg/l/atm, $x_i=P H_e$) aporta a un pH de 4.5 una alcalinidad de bicarbonato muy baja; 0.0084 mgHCO₃⁻/L, por lo que se concluye que el CO₂ contenido en el aire prácticamente no aporta en la capacidad tampón del sistema.

El intervalo de pH y de la concentración de H₂S en los cuales operaron los biofiltros no son inhibitorios y son adecuados para una remoción altamente cuantitativa del H₂S a bajas cargas másicas según lo visto en los resultados de este trabajo y según lo reportado por Degorce-Dumas *et al.*, (1997). Estos autores reportaron altas eficiencias de remoción de H₂S (cercanas a 100%) al utilizar biofiltros empacados con lodo biológico en un intervalo de pH comprendido entre 4.5 a 7.5 para una carga másica de 10 g H₂S/m³/h. Además, reportaron una concentración inhibitoria sobre la remoción de H₂S de 2157 ppmv de H₂S. En este mismo sentido, Wada *et al.*, (1986) reportan remociones del 100% de H₂S al utilizar biofiltros de turba a un pH controlado de 3.5 con una carga másica de 2.2 g H₂S/m³/h. Webster *et al.*, (1996) reportaron remociones de

H₂S del 100% a pH tan bajos como 2 en un biofiltro de composta. La razón de que un biofiltro empacado con composta no sea afectado significativamente por la variación de pH se debe a la diversidad de microorganismos existentes en el medio y a su capacidad de adaptación a los medios ácidos. Tal es el caso del *Thiobacillus sp.* el cual puede crecer en ambientes con pH que varían de 1 a 8 (Furusawa *et al.*, 1984; Brock y Madigan, 1991). Islander *et al.* (1991) encontraron microorganismos acidófilos heterotróficos casi siempre junto con *Thiobacillus sp.* capaces de degradar compuestos a un pH de 1. Específicamente el *Thiobacillus Thiooxidans* puede oxidar el H₂S a un pH de 1 (Deviny y Chitwood, 1999). Degorce-Dumas *et al.*, (1997) estudiaron la variación de microorganismos autótrofos en función de la acidificación del medio en biofiltros empacados con lodos de desecho de plantas de tratamiento. Ellos encontraron una variación de microorganismos autótrofos (*Thiobacilli*) no acidofilicos a acidofilicos en función de la disminución del pH en el medio capaces de mantener altas eficiencias de remoción de H₂S. Así mismo, reportaron la presencia de bacterias pertenecientes a *Pseudomonas spp.*

4.3.2.4 Relación entre la humedad en el medio filtrante y caída de presión

Al efectuar la comparación de las C.E. 1 y 2 en las Figuras 4.11 a la 4.14, es posible apreciar el incremento de la caída de presión al agregar agua al medio filtrante. Este incremento es del 41% como promedio para el biofiltro I, 34% para el biofiltro II y 43% para el biofiltro III. El control C presentó un incremento del 31%.

El adicionar agua al medio, en términos generales, se observa un incremento en la caída de presión con respecto a la no adición de agua, debido a que ello produce el aglutinamiento y la compactación de las partículas de composta en las zonas donde el agua fue agregada (ver Figura 4.1 y 4.2), como ya fue discutido en el apartado 4.2.

El agregar agua en la parte superior del biofiltro, según lo recomendado bajo criterios convencionales de operación, se está lejos de alcanzar la uniformidad deseada en cuanto al contenido de humedad en el medio filtrante; por el contrario, se provoca la heterogeneidad del mismo. La homogeneidad se logró en la C.E. 7 al efectuar el mezclado del medio cada dos días. En este sentido, los perfiles de caída de presión no dependen de la diferencia de humedad ni del cambio de granulometría del medio y son proporcionales a la altura del medio filtrante y al crecimiento microbiológico.

Los biofiltros presentaron mayores incrementos de presión que el testigo. Ello se explica, al considerar la acumulación en el medio de S⁰ elemental como resultado de la oxidación del sulfuro (acumulación observada visualmente, ver Figura 4.18) y del desarrollo y crecimiento de biomasa en el medio.

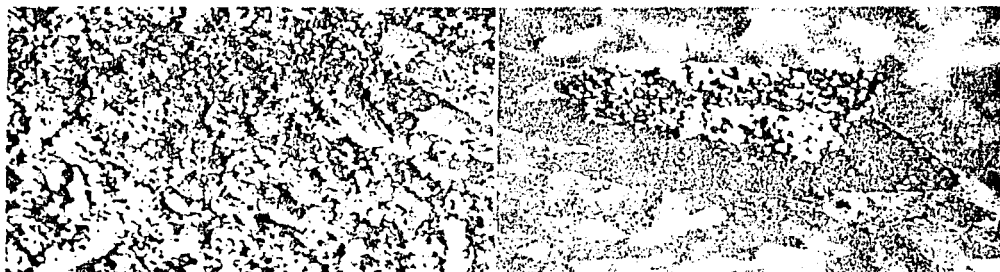


Figura 4.18 Fotografía que muestra las partículas de azufre elemental sobre la superficie de las partículas de composta.

4.3.2.5 Eficiencia de remoción de H_2S bajo una operación con mezclado de medio filtrante

En las C.E. 3 y 6 correspondientes a las Figuras 4.11 a la 4.14 se vació el medio filtrante de cada biofiltro y se homogeneizó a través de su mezclado. Ello trajo como consecuencia inmediata, por un lado, el incremento de la presión en el medio, y por otro, el incremento de la eficiencia de remoción del H_2S . En la Tabla 4.4 se resumen los cambios valorados en los días 50 y 114 correspondientes al mezclado puntual del medio filtrante.

TABLA 4.4 CAMBIOS DE PRESIÓN Y EFICIENCIA DE OPERACIÓN EN FUNCIÓN DE LA HOMOGENEIZACIÓN DEL MEDIO Y DEL TIEMPO DE OPERACIÓN.

	Condición experimental 3 (ver Tabla 3.4)		Condición experimental 6 (ver Tabla 3.4)	
	% de cambio de ΔP	Δ Eficiencia	% de cambio de ΔP	Δ Eficiencia
Biofiltro 1	30.4	0	7.0	5.0 (de 95 a 100%)
Biofiltro 2	18.0	30 (de 70 a 100%)	16.3	21.6 (de 70 a 91.6%)
Biofiltro 3	16.6	16 (de 48 a 65%)	19.7	36.4 (de 30.2 a 66.6)
Control C	28.5	--	27.7	--

Nota: Entre la C.E. 3 y 6 hay una diferencia de 64 días de operación.

El hecho de homogeneizar el medio filtrante provoca la destrucción de las canalizaciones de gas formadas en el transcurso del tiempo, de tal forma que el gas tiene que fluir a través del medio filtrante por una red de conductos o canales de flujo mucho más amplia con diámetros más pequeños lo que provoca el incremento de la caída de presión y mejora la interacción entre el gas y el medio filtrante, incrementando así, la eficiencia de operación de los biofiltros. Este incremento no fue sostenido, sino solamente puntual y específico al momento de efectuar la homogeneización de la cama. Un comportamiento similar lo reportan Auria *et al.*, (2000) al tratar tolueno con

biofiltros de turba en los cuales calculan incrementos en la capacidad de remoción del tolueno en un 240% cuando el medio filtrante fue mezclado.

En la C.E. 7 (Tabla 3.5), en donde existe la homogeneización del medio cada dos días, es posible observar en las Figuras 4.11 a la 4.16 el incremento de la eficiencia de operación de los biofiltros hasta alcanzar prácticamente el 100% de remoción de H₂S. Así mismo, la distribución de perfiles de caída de presión presenta una relación proporcional con la altura del biofiltro, es decir, por cada 20 cm de altura de biofiltro se determinó una caída de presión promedio de 0.87±0.11, 0.89±0.16, 0.78±0.27 y 0.54±0.13 cm de H₂O correspondientes a los biofiltros I, II, III y control C, respectivamente.

Por otra parte, el incremento de eficiencia en la remoción de H₂S se debe, no solamente al mejoramiento de la interacción sustrato medio filtrante, sino a una mejor homogeneización de la humedad en el medio filtrante. Las condiciones de humedad del medio logradas, mediante la homogeneización de éste fueron en promedio 50.3±0.3 % para cada puerto y cada biofiltro. Las fracción de espacio vacío promedio determinadas experimentalmente fueron de 0.44, 0.39, 0.32 y 0.42 para el biofiltro I, II, III y control C, respectivamente.

4.3.2.6 Caída de presión y tamaño de partícula

A una humedad del medio prácticamente constante bajo un régimen de operación donde está involucrado el mezclado del medio filtrante, el cambio de fracción de espacio vacío del mismo se debe al incremento del tamaño de partícula del medio debido a la acumulación de S⁰ y al crecimiento bacteriano. Ello se observa en la Figura 4.19 en donde se grafica el diámetro de partícula obtenido por medio de la ecuación de Ergun en función de la altura del medio filtrante (Ver el Anexo 4 como ejemplo de la aplicación de esta ecuación).

La ecuación de Ergun (Ergun, 1952) es la siguiente:

$$\frac{\Delta P}{\rho} = \frac{150(1-\varepsilon)^2 \mu v_{gz} H}{g_c \varepsilon^3 d^2 \rho} + \frac{1.75(1-\varepsilon) v_{gz}^2 H}{g_c \varepsilon^3 d} \quad (4.3.12)$$

donde

ΔP: diferencia de presión, cm de H₂O.

ρ: densidad del aire, 0.927 kg/m³

ε: fracción de espacio vacío (espacios vacíos del medio filtrante)

μ: viscosidad del aire, 0.000183 kg/m/s.

g_c: 1 kg m/s² N

H: longitud del biofiltro, m

v_{gz}: velocidad del aire, m/s

d: diámetro de partícula promedio del medio filtrante, m

La ecuación de Ergun, al ser una función de la fracción de espacio vacío y de la altura del medio, se utilizó para ajustar teóricamente los perfiles experimentales de caída de presión vs flujo de gas (0 a 120 l/min con incrementos de 10 l/min) con el objeto de determinar los diámetros de partícula del medio filtrante. La Figura 4.19 compara las condiciones experimentales sin homogeneización del medio (días 50 al 141 correspondiente a las C.E. 3,4,5 y 6) y con homogeneización del medio filtrante (días 142 al 206, C.E. 7).

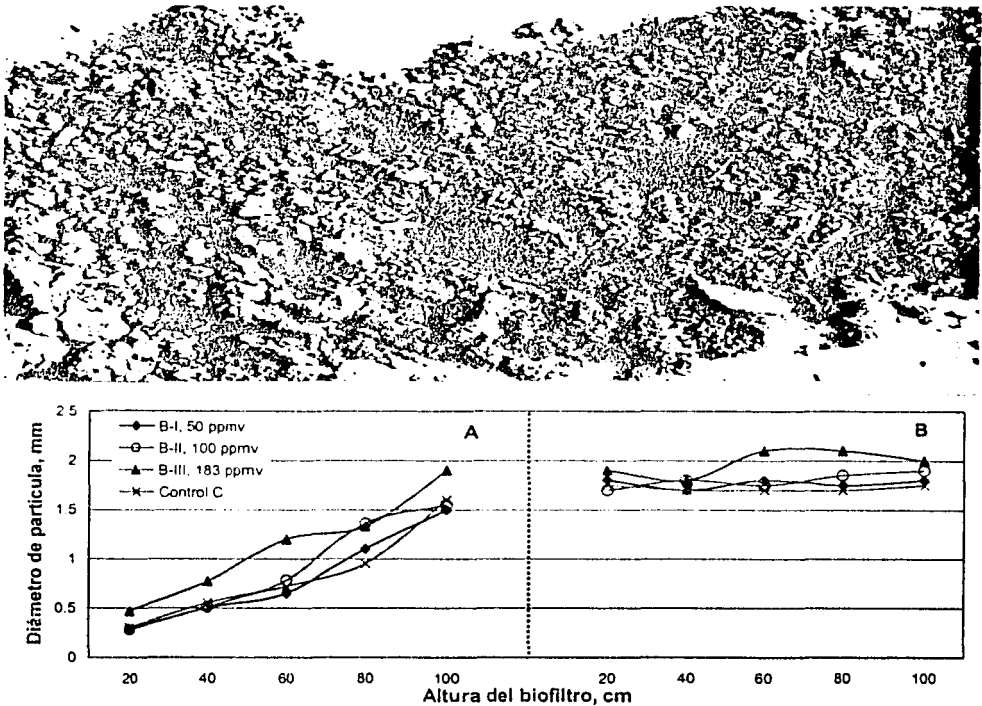


Figura 4.19 Variación del diámetro de partícula calculado con la ecuación de Ergun en función de la altura de los biofiltros sin y con homogeneización del medio filtrante (A y B, respectivamente). Fotografía de la parte superior del biofiltro donde se muestra la aglutinación de partículas debido a la adición de agua.

En la Figura 4.19 es posible observar como la homogeneización del medio filtrante produce una mejor distribución del medio reflejada en la baja variación del tamaño de partícula a lo largo de la altura de los biofiltros. Por el contrario, la no homogeneización del medio filtrante provoca perfiles de tamaño de partícula que varían con mayor intensidad en función de la altura del biofiltro debido básicamente a diferencias en el

contenido de humedad del medio. El diámetro de partícula que presentó el biofiltro III fue mayor al diámetro de partícula de los otros biofiltros. En este sentido, hay que recordar que el biofiltro III estuvo sometido a una mayor carga másica de H_2S y la acumulación de azufre elemental en la superficie de las partículas de medio fue evidente.

4.3.2.7 Balance de azufre

El balance de azufre efectuado en los biofiltros consideró la acumulación de especies de azufre que es igual a la diferencia entre el azufre que entra por medio de la corriente de gas y el que sale del biofiltro debido tanto al H_2S que sale en la corriente de salida de gas como al que sale en el lixiviado. Según Buisman *et al.*, (1990) y Kelly (1999), la oxidación del sulfuro a sulfato se efectúa como mínimo a través de la formación de las especies S^0 , y SO_3^{2-} . Bajo las condiciones de operación de los biofiltros, la especie predominante fue el sulfato, pues la concentración de esta especie correspondió en promedio a un $96.9 \pm 2.3\%$ del azufre acumulado en el sistema considerando la suma de lo contenido en el medio filtrante como en el lixiviado. La cuantificación de SO_3^{2-} correspondió a un $0.9 \pm 4\%$. El resto de azufre se supuso que se encuentra como azufre elemental y como S^{2-}/HS^- disuelto tanto en el medio filtrante como en el lixiviado.

Para el control de la acumulación de sulfato en el medio filtrante, alrededor del 30% del sulfato generado en el biofiltro fue eliminado en el lixiviado. Estos resultados son similares a los resultados reportados en distintos trabajos donde se han obtenido conversiones de H_2S a sulfato en mas de un 98% (Van Langenhove *et al.*, 1986; Ying *et al.*, 1997; Chung *et al.*, 1998). En este mismo sentido, Janssen *et al.*, (1995) al oxidar sulfuro en un experimento en lote reportan la detección solamente de sulfuro, tiosulfato, azufre elemental y sulfato, este último, en una proporción por arriba del 98% con respecto a los otros compuestos bajo concentraciones de oxígeno de 3 mg/L.

4.3.2.8 Efecto de la acumulación de sulfatos

En la Figura 4.20 se muestra la variación de la concentración de $S-SO_4^{2-}$ en el medio en el transcurso del tiempo y de cómo ésta afectó la eficiencia de remoción de H_2S en los tres biofiltros.

La acumulación de SO_4^{2-} en el medio, debido a la oxidación de H_2S , es el principal factor que provoca la disminución de la eficiencia de remoción de H_2S en el sistema, especialmente en los biofiltros II y III con cargas másicas de 7 y 15 $gH_2S/m^3/h$, respectivamente. Como se mencionó con anterioridad, el control de la acidificación del biofiltro por medio de la adición de agua en la parte superior del mismo no fue eficaz. Smet y Van Langenhove (1998) reportan la misma experiencia al tratar de recuperar sin éxito el pH de un biofiltro de composta agregando agua con una solución amortiguadora de fosfato en la parte superior del biofiltro. Así mismo, Webster *et al.*, (1999) al tratar mezclas de H_2S con compuestos orgánicos volátiles en biofiltros de

composta con carbón activado trataron de controlar la acidificación del medio sin éxito al utilizar disoluciones de bicarbonato entre 10^{-3} y 10^{-2} M.

Como se puede observar en la Figura 4.20, solamente al homogeneizar el medio filtrante y al adicionar agua para mantener la humedad del medio alrededor del 50% y producir un lixiviado (C.E. 7) fue posible disminuir uniformemente la acumulación de sulfato en el medio y evitar la inhibición de la oxidación de H_2S . Como se puede observar en la Figura 4.20, en la parte correspondiente al biofiltro III (alta carga másica, $15 \text{ gH}_2\text{S/m}^3/\text{h}$), cuando se alcanzó una concentración de $26 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{g}$ de composta seca se observó un decaimiento drástico de la eficiencia correspondiente a una operación convencional del biofiltro. Wada *et al.*, (1986) reportaron una concentración inhibitoria de sulfatos de $30 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{g}$ de medio seco al tratar H_2S mediante biofiltros de turba. Al considerar la homogeneización del medio filtrante, la cantidad de sulfatos tolerable en el biofiltro se incrementó a $40 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{g}$ de composta seca. Ello se debe a que la homogeneización del medio filtrante compensa en cierta medida los efectos inhibitorios de la acumulación de sulfatos, pues existe una mejor distribución de la humedad, destrucción de canales de flujo y a una mejor distribución del gas e interacción sustrato-microorganismo.

La homogeneización del medio filtrante permitió la operación del biofiltro con eficiencias cercanas al 100% con niveles de concentración de sulfatos, que bajo una operación convencional, la remoción de H_2S sería del 40%. El punto clave de este control es la producción de lixiviado pero también su control y producción homogénea en la cama por medio del mezclado de la misma. La producción y eliminación del lixiviado evita en cierta medida la inhibición por efectos iónicos (Ongcharit *et al.*, 1991), sin embargo se corre el riesgo de lavar cationes (Na^+ , K^+) y nutrientes esenciales para el correcto funcionamiento del biofiltro. Es decir, la acumulación de sulfato en el medio posee doble efecto negativo que inhibe la remoción de H_2S a una cierta concentración; 1) uno es la sustitución de cationes esenciales por protones en los sitios de intercambio de cationes de la composta, el 95% del sulfato obtenido en el lixiviado corresponde a sales de estos cationes y no como ácido sulfúrico (Smet y Van Langenhove, 1998) y 2) debido a efectos iónicos.

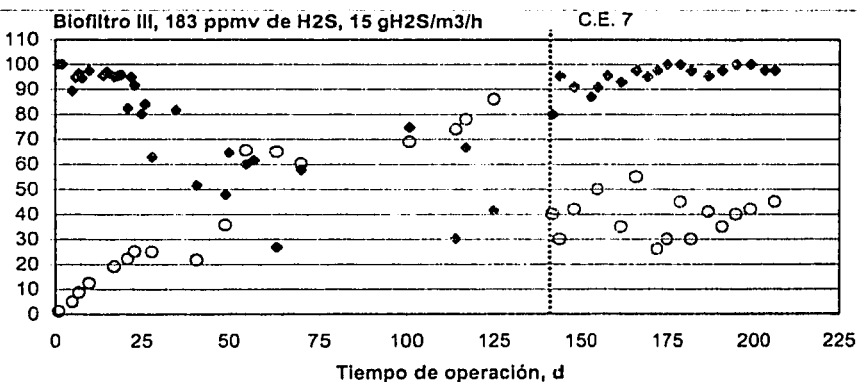
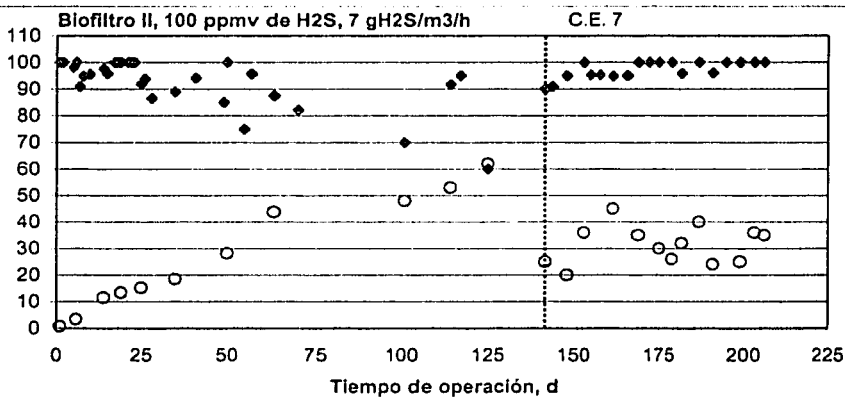
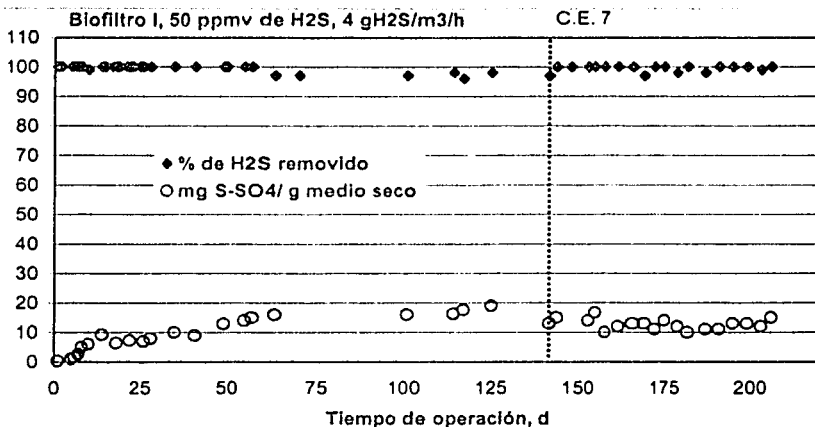


Figura 4.20 Efecto de la acumulación de sulfatos sobre la eficiencia de remoción de H₂S.

El grado de deterioro de un medio filtrante a lo largo del tiempo dependerá de las características del medio en sí y ello determinará su frecuencia de sustitución en el caso de biofiltros a escala real. Un procedimiento recomendado en literatura (Bonnin *et al.*, 1994; Ergas, *et al.*, 1995) es el de mezclar el medio filtrante con agentes o compuestos que neutralicen el ácido producido. Sin embargo, como es posible imaginar, estos compuestos deben de estar uniforme y densamente distribuidos para que tengan un efecto duradero y eficaz en todas las zonas de medio filtrante. Ello es muy difícil de lograr cuando se habla de partículas neutralizantes como conchas de mar o dolomita (Ergas *et al.*, 1995; Morgenroth *et al.*, 1996) o partículas de carbonato de calcio (Ottengraf y Van den Oever, 1983; Leson y Winer, 1991; Degorce-Dumas *et al.*, 1997) pues el efecto neutralizante se localiza solamente alrededor de las partículas y no en las regiones donde no existen estas partículas neutralizantes, que bajo una operación prolongada del biofiltro, se resentiría la operación. En este sentido se podría combinar tanto la adición de partículas neutralizantes en polvo con el mezclado de la cama así como la adecuada adición de agua. Es posible suponer que el efecto de la adición de partículas neutralizantes bajo una operación convencional resulta estar microlocalizado en el medio filtrante, mientras que con el mezclado de la cama se incrementa la posibilidad de contacto entre las partículas neutralizantes y las zonas acidificadas del medio filtrante.

4.3.2.9 Distribución del gas en el medio filtrante

En a Tabla 4.5 se resumen los resultados obtenidos para los tres biofiltros relacionados con la distribución del gas. En la tabla se muestra la carga orgánica aplicada, la fracción de volumen muerto (FVM) y el número de dispersión axial (ver Anexo 3). Las FVM fueron calculadas al considerar que la fracción de espacio vacío determinado en el control A ($D/\nu L=0.0107$, $\varepsilon=0.40$) corresponde a la fracción de espacio vacío existente en el lecho filtrante.

TABLA 4.5 RESULTADOS DE LOS ESTUDIOS DE TRAZADO EN LOS TRES BIOFILTROS BAJO OPERACIÓN CONVENCIONAL Y MEZCLADO DE MEDIO FILTRANTE

Biofiltro	Carga máxica aplicada, $gH_2S/m^3/h$	Operación convencional, 141 días		Operación bajo mezclado 65 días	
		FVM adimensional	No. de Dispersión axial, $D/\nu L$ adimensional	FVM adimensional	No. de Dispersión axial, $D/\nu L$ adimensional
I	4	0.084	0.0085	0.001	0.0108
II	7	0.082	0.0084	0.005	0.0108
III	15	0.087	0.0085	0.002	0.0108

Notas: Los resultados corresponden al final de cada tipo de operación.
FVM: Fracción de Volumen Muerto (Ver Anexo 3).

Como se observa en la Tabla 4.5, la carga másica aplicada en los experimentos no influyó en la distribución del gas, es decir, el cambio en la cantidad de azufre elemental y biomasa acumulada en el lecho como producto de la variación de carga másica no produjo cambios en la distribución del gas. Sin embargo, al comparar el control A con los biofiltros operados convencionalmente se aprecian decrementos en la distribución del gas los cuales resultan ser significativos en un 99% al ser analizados por medio de un análisis de variancia 2^2 . La operación convencional de los biofiltros produjo un decremento en la distribución del gas lo cual se reflejó en una FVM alrededor del 8 %. En este sentido, la disminución de la eficiencia de operación de los biofiltros bajo una operación convencional se explica por la combinación del secado del medio, zonas muertas y acumulación de sulfatos.

Como se explicó en la sección anterior, para el caso del biofiltro I, la acumulación de sulfatos en el medio se encuentra por debajo del límite inhibitorio, por lo cual un cambio de eficiencia en el biofiltro I se explicaría por secado del medio y zonas muertas. En la siguiente sección se profundiza en este análisis.

En contraste, la distribución del gas se incrementó significativamente al mezclar el medio filtrante. La distribución del gas producida por el mezclado del medio es comparable a la distribución del gas que se tuvo en la composta original (Control A). Para este caso, las fracciones de volumen muerto calculadas fueron despreciables. El mezclado del medio restablece las condiciones originales de la composta en cuanto a la distribución del gas se refiere.

4.3.3 Conclusiones

El efecto de cargas másicas altas sobre la eficiencia de remoción de H_2S en los biofiltros es significativamente mayor que el manejo de cargas másicas bajas aún cuando los cambios en las cargas másicas sean proporcionales.

El efecto de la homogeneización del medio sobre el mejoramiento de la eficiencia de remoción de H_2S es más significativo al estar manejando cargas altas que bajas.

El adicionar agua al medio provocó un incremento en la caída de presión con respecto a la no adición de agua, debido a que ello produce el aglutinamiento y la compactación de las partículas de composta en las zonas donde el agua fue agregada.

La disminución en la eficiencia de operación del biofiltro se explica por la combinación de tres factores: el secado de la cama, la inhibición por sulfato y a las canalizaciones de flujo que reducen el volumen útil.

Al efectuar la homogeneización del medio filtrante se logra el incremento de la eficiencia de remoción de H_2S a un punto cercano al 100% debido a un mejor control de la humedad, destrucción de canalizaciones, mejor distribución del tamaño de partícula en todo el medio, adecuada distribución del gas y disminución en la acumulación de sulfatos por lavado uniforme del medio filtrante.

La homogeneización del medio filtrante por mezclado junto con la adición controlada de agua resultó ser un procedimiento operativo eficaz para el control de la acumulación de sulfatos en el medio. Ello, además, permitió una adecuada operación del biofiltro a concentraciones de sulfato 1.5 veces mayores ($40 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{g}$ composta seca) que la concentración inhibitoria de sulfato ($26 \text{ mg S-SO}_4^{2-}/\text{g}$ composta seca) obtenida bajo una operación convencional.

4.4 Efectos del mezclado del medio filtrante sobre su estructura física

4.4.1 Introducción

Para determinar la operación de un biofiltro hay que considerar tres aspectos importantes: 1) la calidad del medio filtrante (temperatura, fracción de espacio vacío, tamaño de partícula, contenido de humedad, diversidad y concentración de microorganismos y nutrientes), 2) las condiciones prevalecientes en el flujo de gas que ingresa a la unidad de biofiltración (velocidad superficial, distribución del gas, temperatura y presión), y 3) la solubilidad, biodegradabilidad y carga másica aplicada de sustrato. En los incisos anteriores se abordaron aspectos relacionados con los puntos 2 y 3 y algunos del punto 1 como fue el contenido de humedad. En términos generales, se demostró que el mezclado del medio filtrante incrementa la eficiencia del sistema y que al seguir una operación convencional de operación, los biofiltros tienden a fallar. El mezclado del medio filtrante permite un mejor control de la humedad y de la acumulación de sulfatos así como la destrucción de canalizaciones de flujo. En este último punto caben las siguientes preguntas ¿Cómo cambia la estructura interna del medio filtrante al estar sujeta al mezclado de la cama en comparación con un medio filtrante bajo operación convencional?, ¿Es posible explicar el cambio de la eficiencia de un biofiltro al variar el área superficial del medio filtrante?

Para responder las preguntas anteriores, en esta sección se abordaron los aspectos relacionados con los cambios estructurales internos del biofiltro que sufre a lo largo de una operación convencional y con mezclado de cama. Por cambios estructurales internos se entiende el cambio en el número de partículas del medio, en la distribución de partículas a lo largo del biofiltro, en el número de canales de flujo, en el diámetro de canal, en el arreglo espacial de las partículas y en la disponibilidad de área específica para la transferencia de masa. Así mismo se evaluó la formación de canalizaciones de flujo en el medio filtrante. En este sentido, Barton *et al.* (1999) mencionan la importancia de las canalizaciones en la disminución de la capacidad operativa del biofiltro recomendando enfocar esfuerzos en diseños que favorezcan tanto la reacción como la transferencia de masa.

Para evaluar los cambios internos del biofiltro se desarrolló un modelo matemático que estima el número de partículas en el medio así como el número de canales y el área específica disponible. Este modelo se encuentra en función del diámetro promedio de la partícula, de la fracción de espacios vacíos y de la esfericidad de la partícula. Para la cuantificación de estos últimos tres factores se propone y se evalúa el uso de la ecuación de Ergun (caídas de presión), de estudios de trazado, y de la granulometría del medio bajo un sistema experimental integrado, donde los resultados experimentales sean consistentes con estas tres técnicas.

4.4.2 Metodología experimental

La metodología experimental corresponde a lo descrito en el inciso 3.9.3. En este caso se consideran únicamente los resultados obtenidos para el biofiltro I correspondientes a la primera y segunda etapa del experimento (ver inciso 3.9.3.2), además de los resultados para los controles A, B y C correspondientes a la segunda etapa del experimento. En esta parte se le llamará biofiltro I al biofiltro I descrito en la sección 3.9.3 en la primera etapa (en este caso no cambia). Se le llamará biofiltro II al biofiltro I que fue operado en la segunda etapa. Cabe recordar, entonces, que el biofiltro I, así definido, operó durante 206 días, de los cuales 141 días fue bajo una operación convencional y 65 días bajo el influjo del mezclado de la cama. Por otra parte, el biofiltro II, así definido, operó 206 días en continuo bajo una operación convencional únicamente. En la Figura 4.21 se esquematiza un arreglo experimental que va acorde con los cambios descritos.

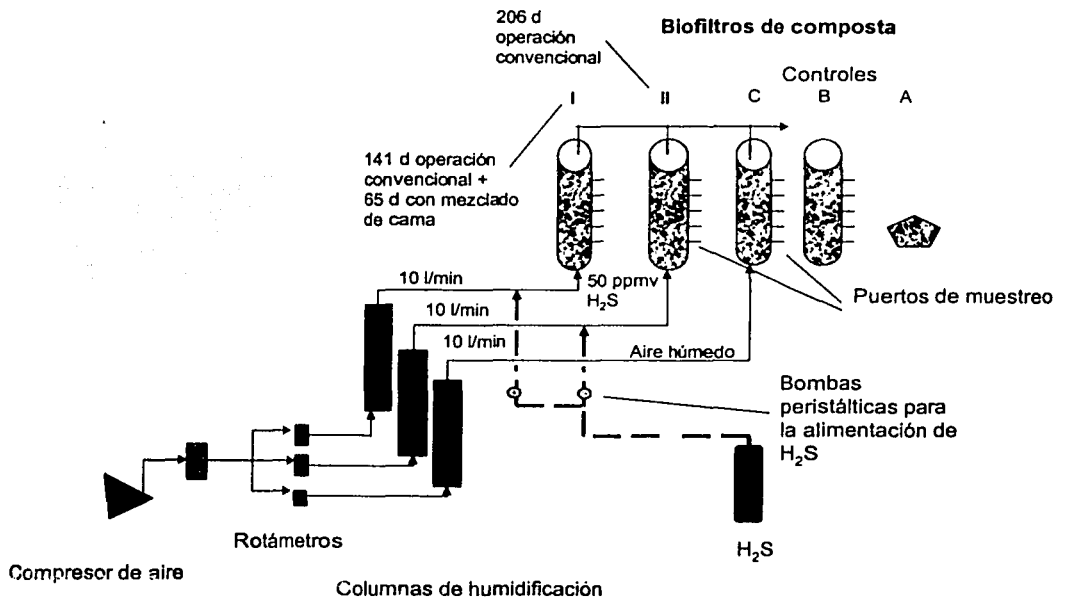


Figura 4.21 Esquema de una planta piloto equivalente a los experimentos efectuados para evaluar los cambios físicos internos de un biofiltro.

4.4.3 Resultados y discusión

En esta sección se explicará, en primer término, el desarrollo teórico del modelo de canales propuesto para la evaluación de los cambios internos. Después de ello será abordada la discusión de los resultados obtenidos.

4.4.3.1 Modelo de canales

Relación área/volumen de una partícula

Para establecer esta relación se parte de una partícula esférica para la cual se establecen las siguientes ecuaciones que determinan el diámetro de la partícula en función del volumen, es decir:

$$V = \frac{4}{3} \pi r^3 \quad (4.4.1)$$

$$r^3 = \frac{3V}{4\pi} \quad (4.4.2)$$

$$\left(\frac{d}{2}\right)^3 = \frac{3V}{4\pi} \quad (4.4.3)$$

$$d^3 = \frac{6V}{\pi} \quad (4.4.4)$$

La relación área-volumen está definida por la siguiente expresión:

$$\frac{A_s}{V_s} = \frac{\pi d^2}{\pi d^3 / 6} = \frac{6}{d} \quad (4.4.5)$$

La relación entre la forma de una partícula y una esfera está dada por el concepto de esfericidad de la partícula que es la relación existente entre la superficie de una esfera dividida entre la superficie de la partícula, todo a volumen constante, es decir:

$$\phi = \frac{6/d}{A_s/V_s} \quad (4.4.6)$$

Al considerar la esfericidad, la relación área volumen de la partícula se expresa de la siguiente forma:

$$\frac{A_p}{V_p} = \frac{6}{\phi d} \quad (4.4.7)$$

Diámetro de un canal

En la Figura 4.22 se presenta un esquema de la forma en se pueden conceptualizar y simular los canales de flujo existentes dentro de un lecho empacado con partículas que tienden ser esféricas. Un lecho empacado con partículas diminutas conforman una extensa red de canales de flujo que puede ser simulada por medio de un modelo basado en cilindros puestos en paralelo unos con otros.

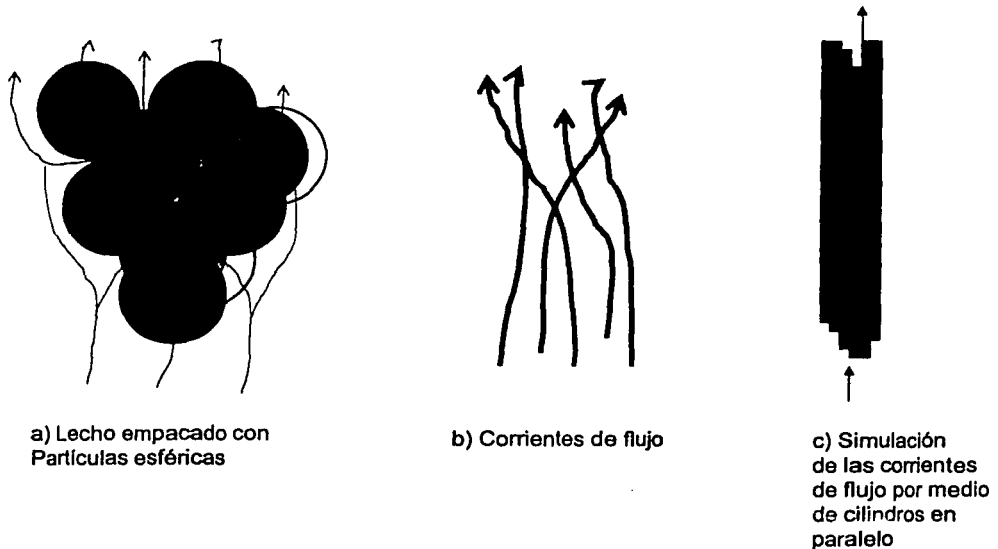


Figura 4.22 Esquemática del modelo de canales

Al considerar lo anterior se establecen los siguientes supuestos:

1. El área de la superficie externa de los canales existentes dentro del lecho es igual al área superficial de las partículas en el lecho, y

2. El volumen vacío del lecho empacado es igual a la suma del volumen de los "n" canales existentes dentro del lecho.

El primer supuesto se puede expresar de la siguiente forma al considerar la ecuación 4.4.7:

$$n\pi d_c H = S_0 H (1 - \varepsilon) \frac{6}{\phi d} \quad (4.4.8)$$

en donde el lado izquierdo de la ecuación representa el área total dada por "n" canales mientras que el lado derecho significa el producto del volumen de todas las partículas en el lecho por la relación área volumen de las partículas.

El segundo supuesto se expresa así:

$$S_0 H \varepsilon = \frac{n\pi d_c^2}{4} H \quad (4.4.9)$$

Al despejar "n" de la ecuación 4.4.9 y al sustituirla en la expresión 4.4.8, es posible obtener lo siguiente (McCabe *et al.*, 1993):

$$d_c = \frac{2}{3} \phi d \frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} \quad (4.4.10)$$

Esta expresión permite el cálculo del diámetro de canal en función del tamaño de la partícula al fijar los espacios vacíos y la esfericidad.

El desarrollo del modelo se basa en considerar canales de flujo en paralelo e independientes unos con otros. No toma en cuenta posibles interconexiones de canales en el interior del lecho o canales independientes que se forman en el interior del lecho y que no tienen contacto con la base inferior y superior del filtro. Tampoco considera los efectos por crecimiento de biomasa o acumulación de metabolitos en la superficie de las partículas.

Es posible pensar que los supuestos del modelo son mas exactos a medida que se reduce el diámetro de las partículas.

Area específica

El área ofrecida por n canales de flujo es

$$a_c = n\pi d_c H_i \quad (4.4.11)$$

es decir, la multiplicación del perímetro de un canal por la altura del mismo o del lecho por el número de canales existente en el lecho.

Por otra parte, el volumen a considerar para calcular la relación área volumen es el volumen total empacado, es decir, se establece la relación de área que proporciona un volumen determinado.

Considerando lo anterior, el área específica es:

$$a_e = \frac{n\pi d_c H_i}{A_T H_i} \quad (4.4.12)$$

Por otra parte, se reporta en literatura (Perry y Green, 1988) la siguiente relación para calcular el área superficial:

$$a_e = \frac{6(1-\varepsilon)}{\phi d} \quad (4.4.13)$$

la cual proviene de considerar que el área de un lecho filtrante es el producto del volumen total por la fracción de sólidos en el lecho por la relación área volumen de un sólido, es decir:

$$A_L = A_T H_i (1-\varepsilon) \left(\frac{6}{\phi d} \right) \quad (4.4.14)$$

de donde se puede establecer que

$$a_e = \frac{A_L}{A_T H_i} = \frac{A_L}{V_L} = \frac{6(1-\varepsilon)}{\phi d} \quad (4.4.15)$$

Al igualar las ecuaciones 4.4.12 y 4.4.13 y al sustituir la ecuación para el diámetro de canal (ecuación 4.4.10) y operar algebraicamente, se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon} = \frac{4}{9} n \left(\frac{d}{d_T} \right)^2 \phi^2 \quad (4.4.16)$$

El cálculo del área específica puede ser por medio de las ecuaciones 4.4.12 o 4.4.13. La ecuación 4.4.16 permite el cálculo del número de canales de flujo (n) en función de la esfericidad (ϕ), fracción de espacio vacío (ε) y de la relación diámetro promedio de partícula/diámetro de biofiltro (d/d_T) considerando que este sea un cilindro.

Esfericidad, diámetro promedio de partícula y fracción de espacio vacío

Levenspiel (1998) propuso un método experimental para estimar la esfericidad (ϕ) usando estudios granulométricos. La ecuación que relaciona la esfericidad (ϕ) con el diámetro promedio de partícula (d) y el diámetro promedio de partícula estimado por estudios de granulometría o diámetro de tamiz (d_s) es:

$$d \cong \phi d_s \quad (4.4.17)$$

d_s puede ser estimado con la siguiente ecuación (Levenspiel, 1998):

$$d_s = \left[\sum_i^m \frac{x_i}{d_i} \right]^{-1} \quad (4.4.18)$$

en donde d_i es el promedio de la apertura de criba que retiene la fracción másica x_i . El número total de platos de cribado está representado por m y un plato en particular es i .

El diámetro promedio de partícula puede ser determinado mediante la ecuación de Ergun (ecuación 4.3.20) y siguiendo el procedimiento experimental descrito en el inciso 3.5. Sin embargo, para poder ajustar la ecuación de Ergun a un perfil de caídas de

presión, hay que especificar con antelación la fracción de espacio vacío del lecho empacado.

La fracción de espacio vacío puede ser determinada por medio de estudios de trazado con una inyección de trazador tipo pulso (Tipo C). Un estudio de trazado genera una curva de distribución de tiempos de residencia, de la cual es posible determinar el tiempo de residencia medio a través de la siguiente expresión (Levenspiel, 1972):

$$t_r = \frac{\sum t_i C_{ii} \Delta t_i}{\sum C_{ii} \Delta t_i} \quad (4.4.19)$$

donde t_r es el tiempo de residencia medio, C_{ii} es la concentración del trazador a un tiempo específico t_i y Δt_i es la diferencia entre el tiempo t_i y t_{i-1} .

Al considerar la definición del tiempo de residencia en un tanque, la fracción de espacio vacío puede ser calculada mediante la ecuación 4.4.19 como sigue:

$$\varepsilon = \frac{t_r Q}{A_T H} \quad (4.4.20)$$

donde Q es el flujo de gas. Esta técnica, a diferencia de la técnica por desplazamiento de agua, permite la estimación de la fracción del volumen vacío sin afectar la estructura interna del biofiltro.

Número de partículas y número de canales de flujo

Al sustituir la ecuación 4.4.17 en la 4.4.16 y operar algebraicamente se obtiene la siguiente expresión para el cálculo del número de canales de flujo en un lecho empacado:

$$n = \frac{9 (1 - \varepsilon)^2}{4 \varepsilon \phi^4} \left(\frac{d_T}{d_s} \right)^2 \quad (4.4.21)$$

El número de partículas en el lecho filtrante puede ser estimado al dividir el volumen sólido del lecho entre el volumen de una partícula (V_p), esto es:

$$N = \frac{A_T H (1 - \varepsilon)}{V_p} \quad (4.4.22)$$

en donde el volumen de la partícula puede ser calculado por medio de la ecuación para una esfera junto con la ecuación 4.4.17 que introduce el efecto de la esfericidad, es decir, ello queda como sigue:

$$N_p = \frac{3 (1 - \varepsilon) L d_T^2}{2 \phi^3 d_s^3} \quad (4.4.23)$$

El modelo de canales esta concebido para su uso en lechos empacados con partículas sólidas, no huecas y no compresibles, tendientes en su forma a una esfera.

Sistema integrado para el análisis del medio filtrante

En la Tabla 4.6 se resumen los pasos a seguir para el análisis de un medio filtrante utilizando caídas de presión, estudios de trazado y el modelo de canales desarrollado. La fracción de espacio vacío puede ser determinada por estudios de trazado o por desplazamiento de agua. El diámetro promedio de partícula es determinado mediante la ecuación de Ergun al ajustar un perfil de caída de presión y al especificar la fracción de espacio vacío. La esfericidad es determinada mediante el diámetro promedio de partícula determinado tanto por la ecuación de Ergun como por el análisis granulométrico. Con esta información se calcula el número de partículas, el número de canales, el diámetro de canal y el área específica en el lecho filtrante. Nótese que se usa el método de estudios de trazado para cuantificar la fracción de espacio vacío al final del experimento pues ello permite conservar las características del medio filtrante.

TABLA 4.6 PASOS A SEGUIR PARA CARACTERIZAR UN MEDIO FILTRANTE.

Tiempo	Paso	Método Utilizado	Se determina:
Inicial	1	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estudios de trazado (Ecs. 4.4.19, 4.4.20) ▪ Fracción de espacio vacío por desplazamiento de agua 	ε, t ε (confirma)
	2	Caída de presión ajustando ecuación de Ergun, (Ec. 4.3.12)	d
	3	Análisis granulométrico (Ec. 4.4.18)	d_s
	4	$d = \phi d_s$ (Ec. 4.4.17)	ϕ
	5	Modelo de canales (Ecs. 4.4.10, 4.4.12, 4.4.21, 4.4.23)	a_0, d_c, n, N_p
Final	1	Estudios de trazado	ε, t
	2	Caída de presión ajustando ecuación de Ergun	d
	3	Análisis granulométrico	d_s
	4	$d = \phi d_s$	ϕ
	5	Modelo de canales	a_0, d_c, n, N_p

Nota: Ver Anexo 4

4.4.3.2 Remoción de H_2S en los biofiltros

En la Figura 4.23 se presenta la remoción de H_2S para los biofiltros I y II, así como la acumulación de sulfatos en el medio. Como es posible observar, el porcentaje de remoción del biofiltro, bajo una operación convencional (biofiltro II), decreció de 100% al inicio de su operación a 90% al cabo de 206 días de operación. El biofiltro I tuvo prácticamente el mismo comportamiento que el biofiltro II en los primeros 141 días de operación (que correspondieron a la operación convencional), sin embargo al reemplazar el medio filtrante (durante 65 días, del día 142 al 206), la eficiencia de remoción de H_2S fue del 100%.

Al establecer que ni el pH ni la acumulación de sulfatos en el medio afectaron la eficiencia del biofiltro, el decremento de la eficiencia de operación bajo una operación convencional, puede ser explicado por la formación de canalizaciones en el medio con

la consecuente disminución del área específica. Al llevar a cabo el mezclado en el biofiltro I, las canalizaciones formadas fueron destruidas, se incrementó el área específica y se produjeron condiciones para una mejor distribución del gas en el medio filtrante.

El efecto del pH y de la acumulación de sulfatos en el medio sobre la eficiencia de remoción de H_2S en el biofiltro fue discutido en los incisos 4.3.2.3 y 4.3.2.8 respectivamente. Para este caso donde se maneja una carga másica baja (50 ppmv de H_2S , $4 \text{ gH}_2\text{S/m}^3/\text{h}$) la acumulación de sulfato en el medio no afectó la remoción de H_2S debido a que se mantiene por debajo del nivel inhibitorio reportado en literatura (ver inciso 4.3.2.8).

Los biofiltros de composta, al ser unidades biológicas, están sujetos a cambios internos dinámicos en el medio filtrante, los cuales en un punto determinado de su operación llegan a afectar la eficiencia del biofiltro. En este sentido, es posible encontrar en la literatura autores (Allen y Phatak, 1993; Alonso *et al.*, 1997; Acuña *et al.*, 1999; Chitwood *et al.*, 2000; Lacey *et al.*, 2001) quienes reportan, al inicio de la operación del sistema, una alta eficiencia de remoción del contaminante la cual disminuye en el transcurso del tiempo de operación, especialmente en aquellos casos donde los biofiltros han sido operados por largo tiempo. La causa de la alta eficiencia al inicio de la operación es fácilmente explicada por las adecuadas condiciones iniciales del medio (Allen y Yang *et al.* 1991; Chung *et al.*, 1996). Sin embargo, la disminución en la eficiencia de los sistemas a pesar de que se mantienen controladas las variables de operación (humedad, temperatura, pH, concentración de sulfatos, biomasa, nutrientes etc.), se explica por el decremento en el área superficial del medio. Alonso *et al.*, (1997) al estar tratando tolueno con biofiltros percoladores empacados con partículas cerámicas (esfericidad = 0.857, fracción de espacio vacío = 0.34, diámetro = 6 mm), observaron la disminución de la eficiencia de operación del sistema al incrementarse la biomasa adherida en el medio. La hipótesis de su trabajo se centró en la disminución del área específica debido al incremento en el diámetro de las partículas de medio soporte debido al crecimiento de biomasa en el mismo. Así mismo, Morgan-Sagastume *et al.*, (2001) reportan el mismo comportamiento, reflejado ello en el incremento de la caída de presión.

Aunque el mismo fenómeno se puede presentar en los biofiltros de composta cuando existe una acumulación excesiva de biomasa en el medio, a diferencia de los biofiltros percoladores, en los de composta existen otros factores que son independientes del crecimiento de la biomasa y que afectan significativamente el área superficial del sistema. En los biofiltros de composta se presentan canalizaciones de flujo, compactación, secado y aglutinación de partículas del medio.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

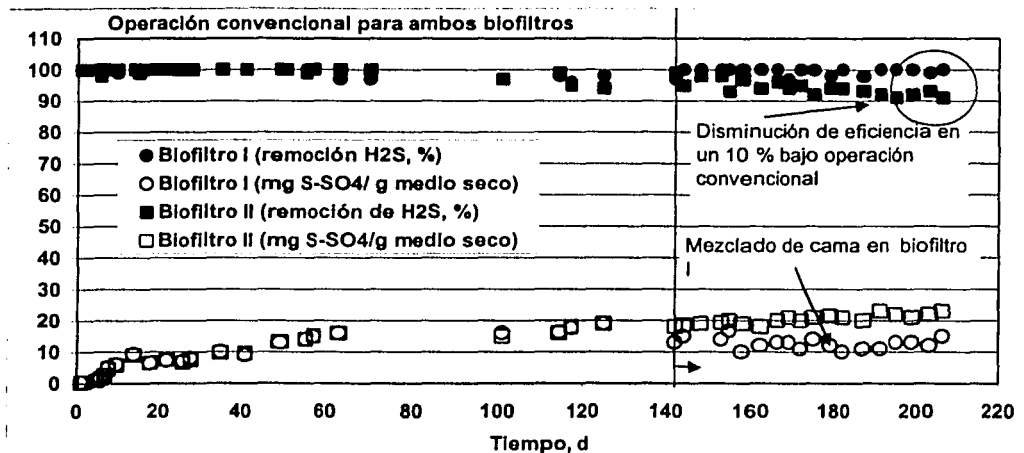


Figura 4.23 Remoción de H_2S (carga $4gH_2S/m^3/h$) y la acumulación de sulfatos en el tiempo de operación al considerar una operación convencional (Biofiltro II) y una con mezclado del medio filtrante (Biofiltro I a partir del día 141).

4.4.3.3 Cambios internos

La Tabla 4.7 muestra los valores experimentales para la humedad del medio y la fracción de espacio vacío así como las estimaciones hechas por el modelo de canales en cuanto al número de partículas, número de canales y diámetro de canal para cada una de las secciones de los biofiltros I y II y controles A, B y C. Por otra parte, la Figura 4.24 presenta los cambios producidos en los biofiltros y control B en relación con el control A para cada sección de 20 cm de las columnas. La Tabla 4.7 proporciona información sobre los datos brutos producidos mientras que la Figura 4.24, representa los cambios de los biofiltros con respecto al control A (muestra de composta al inicio del experimento).

Tamaño de partícula

De acuerdo con la Tabla 4.7, es posible afirmar que existió aglutinación de partículas a lo largo del biofiltro II debido a que se observa un cambio en el tamaño de partícula a lo largo del mismo. El biofiltro I (bajo una operación convencional) presentó un cambio en el tamaño de partícula del 73% (de 0.5 a 1.9 mm) en 141 días de operación. El cambio observado en el biofiltro II (bajo una operación convencional) fue cercana al 80% (de 0.5 a 2.5 mm) después de 206 días de operación. En ambos casos, la falta de mezclado del medio, y de su homogeneización produjo la distribución heterogénea de partículas en el medio donde las de tamaño mayor se ubicaron en la parte superior de

los biofiltros debido a que en esa zona se agregó agua para tratar de controlar la humedad del medio filtrante.

TABLA 4.7 RESPUESTA DEL MODELO DE CANALES BASADO EN DATOS EXPERIMENTALES PARA d , ϵ Y ϕ .

		Sección del biofiltro	$N_p (10^7)$	$n (10^5)$	d_c mm	$a_0 (10^4), m^2/m^3$	d mm	ϵ	ϕ	Humedad de la composta %
Control A	Composta al inicio del experimento	1	0.051	0.134	0.55	0.288	1.9	0.40	0.81	65
Control B	Columna de composta sin alimentación de aire ni agua	1	0.038	0.116	0.58	0.265	2.1	0.39	0.81	51
		2	0.042	0.115	0.59	0.267	2.0	0.40	0.82	52
		3	0.036	0.111	0.60	0.259	2.1	0.39	0.82	51
		4	0.051	0.143	0.52	0.291	1.9	0.38	0.82	50
		5	0.051	0.143	0.52	0.291	1.9	0.38	0.82	50
Control C	Columna de composta con alimentación de aire y agua (sin H_2S)	1	2.740	1.960	0.14	1.088	0.5	0.39	0.82	31
		2	1.645	1.429	0.16	0.929	0.6	0.39	0.81	32
		3	0.195	0.321	0.35	0.446	1.2	0.40	0.82	41
		4	0.061	0.105	0.68	0.279	1.7	0.48	0.81	55
		5	0.020	0.044	1.09	0.186	2.4	0.51	0.81	71
Biofiltro I	Operación convencional durante 141 días	1	2.890	2.180	0.13	1.130	0.5	0.38	0.81	31
		2	1.110	1.240	0.17	0.840	0.7	0.37	0.80	35
		3	0.220	0.480	0.27	0.502	1.2	0.34	0.81	40
		4	0.100	0.140	0.60	0.325	1.4	0.49	0.82	51
		5	0.047	0.106	0.65	0.269	1.9	0.44	0.81	71
	Mezclado de cama durante 65 días	1	0.050	0.160	0.49	0.307	1.8	0.38	0.82	51
		2	0.051	0.144	0.52	0.291	1.9	0.38	0.82	50
		3	0.071	0.179	0.46	0.325	1.7	0.38	0.82	51
		4	0.059	0.160	0.49	0.307	1.8	0.38	0.82	50
		5	0.051	0.144	0.52	0.291	1.9	0.38	0.82	51
Biofiltro II	Operación convencional durante 206 días	1	2.840	2.060	0.13	1.115	0.5	0.39	0.81	30
		2	1.732	1.590	0.15	0.968	0.6	0.38	0.80	33
		3	0.270	0.480	0.27	0.519	1.1	0.36	0.82	39
		4	0.058	0.094	0.73	0.267	1.7	0.49	0.82	51
		5	0.018	0.043	1.09	0.182	2.5	0.50	0.81	70

Nota: El diámetro de partícula presentado en la tabla corresponde al diámetro promedio de tamiz.

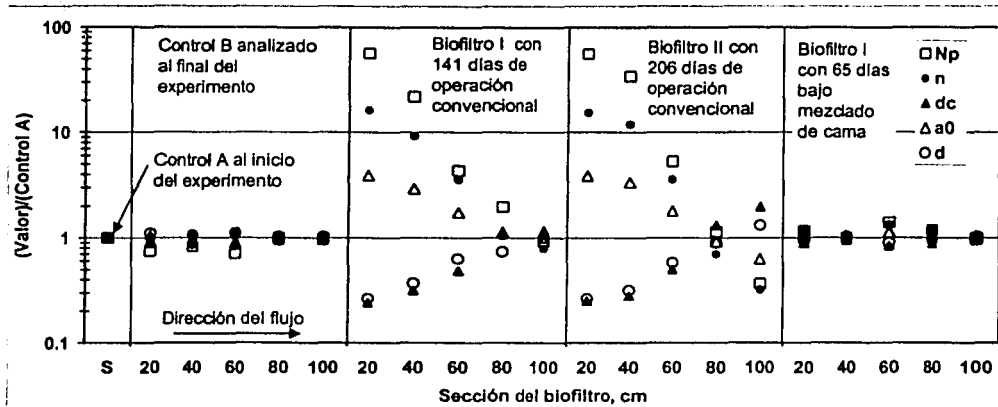


Figura 4.24 Relación entre los valores de los parámetros característicos de los biofiltros (Biofiltros I, II y control B) y el control A. El control A consistió de una muestra de composta al inicio del experimento. Los valores de los parámetros graficados se presentan en la Tabla 4.6

Es posible observar en la Figura 4.24 como el efecto del mezclado en la composta produjo una distribución uniforme de partícula en el medio (promedio de $1.82 \text{ mm} \pm 0.08 \text{ mm}$). Como se observa en la Tabla 4.7, el biofiltro II (operación convencional) tuvo un comportamiento similar al control C (columna de composta solo con flujo de aire húmedo y adición de agua). Tanto el tamaño de partícula como la fracción de espacio vacío tuvieron la misma variación a lo largo del biofiltro. Ello implica que prácticamente ni la acumulación de biomasa ni la acumulación de azufre elemental, bajo las condiciones del experimento en el biofiltro II, influyeron en los cambios físicos estructurales internos de la composta. El control B (columna de composta sin alimentación de aire ni agua) tuvo un comportamiento prácticamente similar al control A (muestra de composta original), excepto por un ligero incremento en el diámetro de partícula (de 1.9 a 2.1 mm, 9.5%) en la parte inferior de la columna debido al proceso de compactación o aglutinamiento debido al peso de la composta y al almacenamiento prolongado de la misma. La compactación determinada fue de 6 cm. El fenómeno de compactación fue evitado al mezclar el medio filtrante.

Esféricidad y fracción de espacio vacío

La esfericidad permaneció prácticamente constante en los biofiltros (alrededor de 0.01 ± 0.01) a lo largo de la experimentación (Tabla 4.7). Ello implica que durante la aglutinación de partículas y la compactación de la composta, la forma geométrica de las partículas no cambia. Este resultado está de acuerdo con lo observado por Karamanev *et al.*, (1994) quienes determinaron un comportamiento fractal en partículas de turba, es decir la forma que presenta una partícula es la misma que presentan subdivisiones de la partícula. Ellos utilizaron este concepto para explicar patrones de flujo en un medio filtrante con base en turba.

Con base en los resultados obtenidos en estos experimentos relacionados con el no cambio de la esfericidad, la obtención de este parámetro en pruebas futuras puede ser omitido del procedimiento general resumido en la Tabla 4.6, de tal forma que dicho procedimiento se torna más sencillo. Ello es aplicable siempre y cuando se trabaje con composta.

La fracción de espacio vacío para el control A (muestra de composta al inicio del experimento) fue determinado usando tanto estudios de trazado como por desplazamiento de agua. El valor obtenido por el estudio de trazado fue de 0.40 mientras que el obtenido por desplazamiento de agua fue de 0.44, esto es una diferencia del 9.9%. Ello implica que la fracción de espacio vacío calculado mediante estudios de trazado es en realidad la fracción de espacio vacío que trabaja dentro del biofiltro, en cambio, la fracción de espacio vacío calculada mediante desplazamiento de agua incorpora tanto la fracción de espacio vacío que trabaja así como la zona muerta. Muchos autores que utilizan la técnica de desplazamiento de agua para el cálculo de la fracción de espacio vacío en lechos filtrantes no toman en cuenta esta consideración lo que puede añadir un error importante en sus determinaciones.

Los valores de la fracción de espacio vacío reportados en la Tabla 4.7 corresponden a los encontrados con los estudios de trazado. La fracción de espacio vacío tuvo un incremento del 14 y 22% al comparar la última sección con la primera en los biofiltros I y II, respectivamente, ambos bajo una operación convencional. Ello se puede explicar debido a la compactación y aglutinamiento de partículas que sufrió la composta lo que provocó un incremento en el diámetro de partícula y en la apertura de canales de flujo de mayor volumen, los cuales incrementaron la fracción de espacio vacío.

En la Figura 4.25 se grafica la esfericidad contra la fracción de espacio vacío experimental para los biofiltros I, II en sus cinco secciones y el control A (composta original). Estos resultados se comparan con los resultados promedio obtenidos por Brown (1950) y presentados también por Levenspiel (1998) representados por las líneas discontinuas que aparecen en la gráfica. Los resultados de Brown (1950) se refieren al acomodo espacial de partículas uniformes sólidas no compresibles en alta y baja compactación. Para partículas esféricas, un acomodo espacial altamente compacto esta dado por uno de tipo romboédrico con canal bloqueado o libre, y para el caso de un acomodo de baja compactación se habla de un acomodo cúbico. Como es posible observar en la Figura 4.25, la composta original, al igual que la de los experimentos con mezclado, se encuentran ubicadas en una zona de alta compactación y prácticamente todos los datos correspondientes a las secciones 1, 2 y 3 de los biofiltros I y II se encuentran en esta zona o a la izquierda de la línea punteada. Ello implica que las partículas de la composta original (Control A) y mezclada tienden a un acomodo de tipo romboédrico, mientras que las partículas en las partes mas bajas del biofiltro se encuentran altamente compactadas que puede ser explicada por el peso de la cama que soportan. Si se considera que la línea punteada de alta compactación representa el acomodo más compacto posible en partículas incompresibles, los puntos a la izquierda de dicha línea se explicarían por una

capacidad de compresión de las partículas de composta (como si fueran bolas de esponja sujetas a compresión). Si ello fuese así, los canales de flujo del gas disminuyen su diámetro o se estrechan, disminuye la permeabilidad del medio y se incrementa la caída de presión en esta sección del biofiltro.

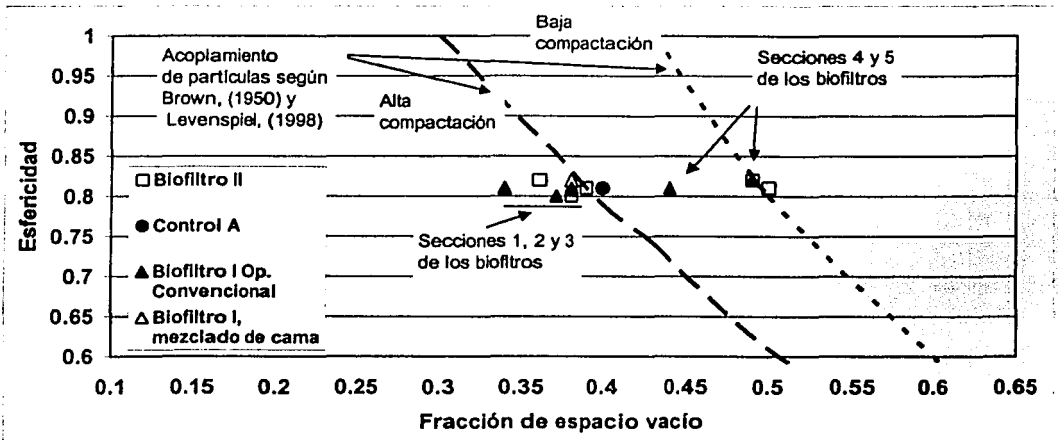


Figura 4.25 Relación entre esfericidad y fracción de espacio vacío para las partículas de composta comparadas con partículas sólidas incompresibles.

A manera de ejemplo, el perfil de caída de presión obtenido para el biofiltro II (10 l/min) en el día 40 de su operación (día en que la operación fue estable) se muestra en la Figura 4.26. Como es posible observar, la caída de presión en la primera sección del biofiltro representa el 46% de la caída de presión obtenida en todo el biofiltro. En esta gráfica se consideró la caída de presión ejercida por los accesorios y la malla que soporta la composta la cual fue de tan solo 0.4 cm de H₂O. Una hipótesis que explica este fenómeno puede ser debido a la compresibilidad de las partículas de composta, mencionada con anterioridad en conjunto con el fenómeno de capilaridad en suelos descrito por Cernica (1995) el cual es tomado por Gostomski y Liaw (2001) para explicar este fenómeno y la disminución de la permeabilidad del medio al disminuir el diámetro de partícula.

En relación al fenómeno de capilaridad en el medio filtrante se afirma que bajo un flujo ascendente de aire saturado de agua (como es el caso) puede existir condensación de agua en la malla que soporta a la composta. El agua entra en contacto con las partículas finas de composta tendiendo a subir por capilaridad. El agua obstruye los canales de flujo del gas, bajando la permeabilidad del medio y en consecuencia incrementando la caída de presión. Gostomski y Liaw (2001) reportaron una disminución de la permeabilidad de la composta en la zona cercana a la malla (10 cm) del orden de 2 a 3 ordenes de magnitud (de 100,000 a 1000 μm^2).

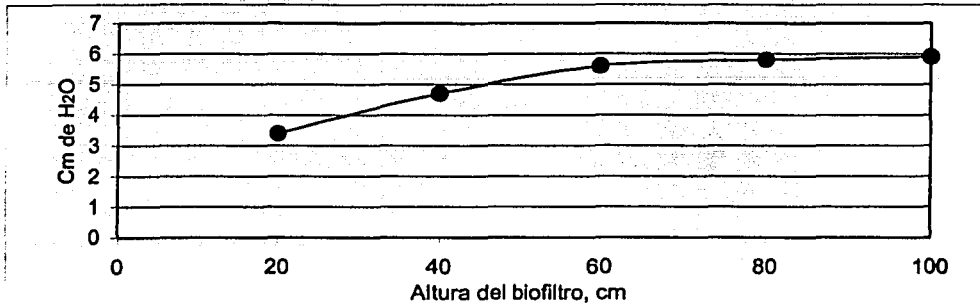


Figura 4.26 Perfil típico de la caída de presión en el biofiltro II bajo una operación convencional en el día 40.

Por otra parte, en las secciones superiores de los biofiltros bajo una operación convencional se produjeron partículas de mayor tamaño. Al incrementarse el tamaño de las partículas y al no estar sujetas al peso de la cama, éstas tienden a un acomodo espacial de baja compactación o cúbico para el caso de esferas. Ello se refleja en una mayor fracción de espacio vacío en el medio, mayor permeabilidad y en una menor caída de presión en las secciones superiores de los biofiltros.

Número de partículas, número de canales de flujo y área específica

Como es posible observar en la Figura 4.24, los controles A y B tuvieron un comportamiento similar entre ellos, de lo cual es posible concluir que la columna de composta almacenada durante 206 días, prácticamente no sufrió cambios estructurales internos, ello comparado con los grandes cambios observados en los biofiltros I, II y el control C.

El biofiltro I, bajo una operación convencional durante 141 días, mostró cambios en su estructura interna, especialmente en la parte inferior del mismo debido al secado del medio (humedad del 31 %). El medio seco desintegró las partículas (ver Figura 4.2) del medio produciendo un gran cantidad de partículas y canales de flujo. Los cambios extremos se localizaron en la primera sección del biofiltro (20 cm de alto, 0.101 m de diámetro) donde ingresó la corriente de aire. En esta sección se estimó un número de partículas alrededor de 29 millones con un diámetro promedio de 0.5 mm y un número de canales de flujo de 218,000 con un diámetro promedio de 0.13 mm. La composta original (Control A) tuvo 510,000 partículas con un diámetro promedio de 1.9 mm y un número de canales de 13,400 con un diámetro promedio de 0.55 mm. Como es de esperarse, el área específica se vio incrementada de 2880 a 11,300 m²/m³ para el control A y el biofiltro I (primera sección), respectivamente.

La parte superior del biofiltro I tuvo un comportamiento similar a los controles A y B. Ello implica que el biofiltro, bajo el criterio de operación convencional, operó bajo un proceso de secado de la cama y el agua añadida en la parte superior del biofiltro fue

suficiente solamente para mantener la humedad de la cama en la última sección del mismo. Un comportamiento similar lo presentó el biofiltro II (Figura 4.24) hasta el cuarto compartimiento. Aún cuando el área específica se incrementó en las primeras secciones de los biofiltros, ello no se reflejó en una alta remoción de H_2S en esta parte del biofiltro, debido a que la capacidad de degradación de los microorganismos fue inhibida por el bajo contenido de humedad del medio. Este punto se discute mas adelante.

La quinta sección del biofiltro II mostró un proceso inverso debido a un sobre contenido de agua que produjo la aglutinación de las partículas, a pesar de que no se alteró la tasa de adición de agua. Ello se explica debido a que los últimos 65 días de operación de los biofiltros coincidió con la época de lluvias en la ciudad de México que implicó un incremento de la humedad del aire y en la disminución de la temperatura promedio de operación, situada alrededor de $17\text{ }^{\circ}C$. Ello facilitó las condiciones de humedad del aire alimentado y bajó las tasas de evaporación de agua en el biofiltro. En este caso se observó un incremento en el tamaño de las partículas del 31% con respecto al control A. El número de partículas y de canales fue de 180,000 y 4,300, respectivamente. En este caso, las condiciones de humedad son mejores a las encontradas en las primeras secciones del biofiltro, sin embargo, se produjo una disminución en el área específica de 2880 (control A) a $1820\text{ m}^2/\text{m}^3$. El orden de magnitud de las áreas superficiales coincide con el orden de magnitud del área específica reportada por Baltzis *et al.*, (1997) para un biofiltro empacado con turba la cual fue de $1900\text{ m}^2/\text{m}^3$.

Con el objeto de cuantificar el efecto de la disminución del área específica en la capacidad de remoción de un biofiltros se efectuó una simulación utilizando el modelo tipo convección-difusión-reacción (CDR) reportado por Ottengraf y Van den Oever (1983), usando una cinética de primer orden (Ver el capítulo de fundamentos teóricos, sección 2.3.2; ecuación 2.3.18). El modelo ajustó los valores experimentales obtenidos para el biofiltro I durante la etapa de mezclado correspondiente al día 206. El espesor de biopelícula (L) considerado para la simulación fue de $40\text{ }\mu\text{m}$ asumiendo que el espesor de biopelícula se encuentra dentro del intervalo ($20\text{ a }50\text{ }\mu\text{m}$) reportado por Baltzis *et al.*, (1997) para un biofiltro de turba que trató compuestos orgánicos volátiles. La difusividad del H_2S en agua es de $1.61 \times 10^{-9}\text{ m}^2/\text{s}$, la constante de Henry es de $880\text{ m}^3/\text{mol}$, ambos datos a una temperatura de $20\text{ }^{\circ}C$ (Perry y Green, 1988). La altura de cama considerada fue de 1 m . El área específica tomada en cuenta para la simulación corresponde al promedio ($3,042\text{ m}^2/\text{m}^3$) de las áreas específicas de cada sección del biofiltro en el día 206 de su operación. La constante de reacción (k_R, s^{-1}) fue encontrada por iteración hasta el punto en que la diferencia entre las concentraciones predichas por el modelo y las experimentales presentara el mínimo error. Bajo estas condiciones, se calculó una constante de reacción de 0.26 s^{-1} con un coeficiente de correlación de 0.998. En la Figura 4.27 se muestra la fracción no removida de H_2S en función de la sección de cada biofiltro correspondiente al día 206. Así mismo se muestra el ajuste del modelo CDR sobre el perfil de la fracción de sustrato no removida en el biofiltro I.

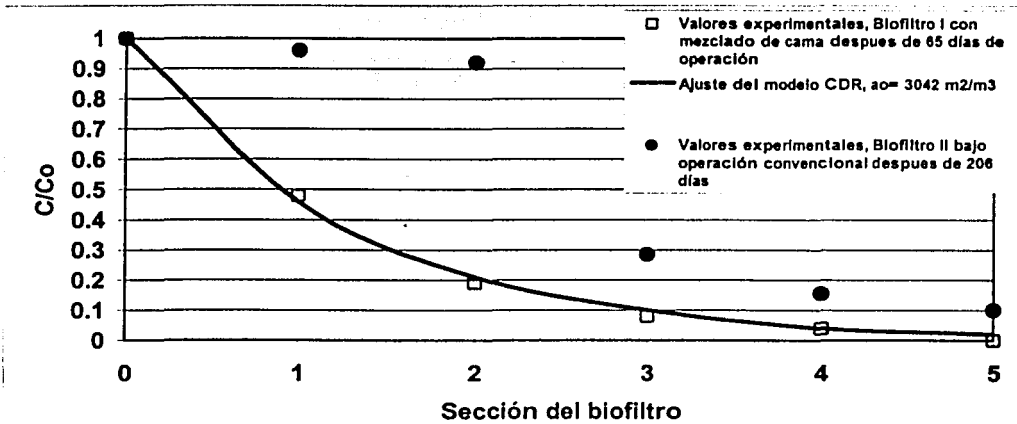


Figura 4.27 Ajuste de los datos experimentales correspondientes al biofiltro I mediante el modelo de Convección-Difusión-Reacción con una cinética de primer orden reportado por Ottengraf y Van den Oever (1983). C = concentración de H₂S influente, C₀ = concentración de H₂S efluente.

En la Figura 4.27 es posible observar la diferencia del perfil de concentraciones de H₂S en cada sección del biofiltro para el biofiltro I bajo mezclado de cama y para el biofiltro II, bajo una operación convencional. Para el biofiltro II se aprecia una baja remoción de H₂S (4% en cada sección) en las dos primeras secciones, una remoción significativa en la tercera sección (69%) y remociones del 50 y 37 % para las secciones 4 y 5, respectivamente. La explicación para esta diferencia operativa en cada sección del biofiltro se basa en considerar el contenido de humedad del medio filtrante y de la variación en el área específica del medio. Para explicar lo anterior, se construyó la Tabla 4.8. En esta tabla se comparan condiciones de operación de los biofiltros por sección. Las áreas específicas que aparecen en la tabla corresponden a las áreas calculadas mediante el modelo de canales (Tabla 4.7). Así mismo, en la Tabla 4.8 aparecen dos columnas correspondientes a la remoción teórica de H₂S por sección. Esta remoción teórica fue estimada mediante el modelo CDR, cuya previa calibración fue mostrada en la Figura 4.27.

En la Tabla 4.8 al comparar la primera sección del biofiltro I con la del biofiltro II, se observa una diferencia notable en la eficiencia de operación. Para el caso del biofiltro I, la eficiencia fue del 52 %, y para el biofiltro II es de tan solo 4 %. Ello se explica debido al bajo contenido de humedad en el medio en esta sección del biofiltro II (30%). Ello imposibilitó una actividad microbiana adecuada, a pesar de la alta área específica (11,115 m²/m³) que existió en esa sección. De la misma forma, Cox *et al.*, (1996) encontraron que al bajar la humedad del medio filtrante de 67 a 45 % provocó la caída de la eficiencia de un biofiltro al tratar estireno en más del 50%. De existir un adecuado

contenido de humedad y considerando esta alta área específica ($11,115 \text{ m}^2/\text{m}^3$), para esta sección se calculó un porcentaje de eliminación teórico del 94%. En el caso del biofiltro I, debido al mezclado de la cama, las condiciones de humedad fueron adecuadas (50%) lo que permitió una remoción del 52%, muy cercano a lo teórico estimado que fue del 54%. La misma explicación corresponde al comparar las segundas secciones de ambos biofiltros.

TABLA 4.8 TASAS DE REMOCIÓN EN FUNCIÓN DEL AREA ESPECIFICA

Sección cm	Biofiltro I. Operación con mezclado del medio filtrante durante 65 días					Biofiltro II. Operación convencional durante 206 días				
	Carga máscica por sección $\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$	Tasa de remoción por sección $\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$	Remoción por sección %	Remoción teórica por sección (Modelo CDR) %	a_0 m^2/m^3	Carga máscica por sección $\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$	Tasa de remoción por sección $\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$	Remoción por sección %	Remoción teórica por sección (Modelo CDR) %	a_0 m^2/m^3
1	20.00	10.40	52	54	3070	20.00	0.80	4	94	11115
2	9.60	5.76	60	53	2910	19.20	0.76	4	92	9680
3	3.84	2.19	57	55	3250	18.40	12.69	69	74	5190
4	1.65	0.83	50	54	3070	5.70	2.62	46	50	2670
5	0.82	0.54	65	53	2910	3.10	1.08	35	37	1820

La tercera sección del biofiltro II tuvo la mayor tasa de eliminación de sustrato ($12.69 \text{ gH}_2\text{S}/\text{m}^2/\text{h}$), debido al incremento de humedad del medio (39% de humedad) con respecto a las secciones anteriores y fundamentalmente, debido a una alta área específica ($5190 \text{ m}^2/\text{m}^3$) comparada con la que presentó el biofiltro I en su tercera sección ($3250 \text{ m}^2/\text{m}^3$). El contenido de humedad del 39% por un lado, permitió la actividad de los microorganismos y, por otro, produjo un tamaño de partícula (1.1 mm) y número de canales (48,000) tal que produjo un área específica con la cual se explica la alta eficiencia de operación en esta sección (69%). En contraste, en la tercera sección del biofiltro I, con un contenido de humedad del 51%, se obtuvo un porcentaje de remoción del 57%. En este sentido, la sección cinco del biofiltro II, con un alto contenido de humedad (70%) tuvo un porcentaje de eliminación de 35% (muy cercano a la estimación teórica, 37%) debido a la disminución en el área específica por incremento del tamaño de partícula (ver Tabla 4.7), disminución en el número de partícula y disminución en el número de canales de flujo. Al comparar esto con la tercera sección del biofiltro I a cargas máscicas similares, es claro que la disminución en la eficiencia de la quinta sección del biofiltro II se debe al decremento del área específica.

Con lo anterior es posible concluir que dentro de un intervalo adecuado de humedad (39 al 60%) recomendado en la literatura (Leson y Winer, 1991), es preferible favorecer un contenido de humedad bajo para fragmentar las partículas de medio e incrementar tanto el área específica como la eficiencia del biofiltro.

Distribución del gas

La Tabla 4.9 muestra los números de dispersión axial (ver Anexo 3) obtenidos al ajustar las curvas de distribución de tiempos de residencia (DTR) para los biofiltros I y II y los controles A, B y C. Como es sabido, al incrementarse el mezclado del gas en el medio, el valor del número de dispersión axial se incrementa lo cual es indicativo de una mejor distribución del medio. En la Figura 4.28 se observan las curvas de distribución de tiempos de residencia para el biofiltro I con mezclado de cama y para el biofiltro II (operación convencional). Los perfiles de la curva DTR muestran un comportamiento típico correspondiente a un flujo pistón.

En los biofiltros I y II, bajo una operación convencional, se observó una disminución del número de dispersión axial lo cual puede ser explicado por la formación de canalizaciones en el medio con la consecuente generación de zonas muertas en el mismo. El tiempo de retención medio del gas fue de 19.1 s para el caso del medio mezclado (Biofiltro I) y 17.6 s para el caso de la operación convencional en el biofiltro II. Esta diferencia en los tiempos de residencia medios implica la formación de una zona muerta que equivale al 8% del volumen útil del sistema y lo cual, en parte, explica la disminución de la eficiencia de operación del biofiltro II.

Al efectuar el mezclado del medio filtrante, el valor del número de dispersión es prácticamente el mismo que para el control A, lo cual indica que la distribución del flujo de gas es restablecida mediante el mezclado y que la distribución del gas no es afectada por el tiempo de operación del sistema.

TABLA 4.9. DISPERSIÓN DEL GAS EN EL MEDIO FILTRANTE MEDIDO A TRAVÉS DEL NÚMERO DE DISPERSIÓN AXIAL

	Número de dispersión axial (adimensional)
Biofiltro I después de 141 días de operación convencional	0.0085
Biofiltro I después de 65 días de operación con mezclado de cama	0.0108
Biofiltro II después de 206 días de operación convencional	0.0084
Control A, muestra de composta al inicio del experimento	0.0107
Control B, columna de composta sin alimentación de agua ni de aire	0.0107
Control C, columna de composta con alimentación únicamente de aire húmedo y de agua (sin H ₂ S)	0.0084

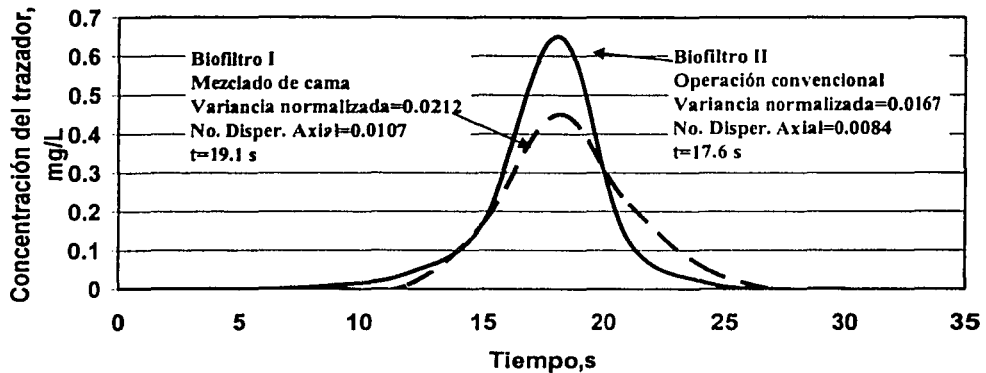


Figura 4.28 Curvas de distribución de tiempos de residencia para una operación convencional y bajo mezclado del medio filtrante al cabo de 206 días de operación.

Otro experimento que brindó información acerca de la distribución del gas en el medio filtrante fue la desorción del butano al finalizar cada estudio de trazado (ver procedimiento experimental en el inciso 3.7). En la Figura 4.29 se muestra la curva de desorción del butano correspondiente al biofiltro II al finalizar la operación convencional y la operación con el mezclado de la cama correspondiente al biofiltro I.

La cantidad real de butano absorbido se calculó multiplicando el flujo manejado (10 l/min) por el área bajo la curva. La cantidad teórica de butano absorbido se calculó considerando la solubilidad del butano en agua (1.26 mM), la densidad aparente de la composta (0.59 kg/l) y el contenido de humedad de la misma (50%), suponiendo una distribución ideal del gas en el medio filtrante. La cantidad teórica calculada fue de 172 mg de butano absorbidos en 8.01 l de agua, que es el contenido de agua del biofiltro I. De las curvas de desorción de la Figura 4.29 se obtuvo 151 y 171 mg de butano para una operación convencional y bajo mezclado de la cama, respectivamente. Como puede calcularse, bajo el mezclado del medio filtrante se obtuvo una diferencia en la cantidad de butano absorbido con respecto al teórico de tan solo 0.6%, lo cual muestra la efectividad del mezclado de la cama en cuanto a la interacción gas-partícula húmeda. En el caso de la operación convencional fue del 12%. Ello implica que existe una zona muerta dentro del biofiltro mas o menos de esta magnitud al término de la operación convencional. El valor de 12 % encontrado mediante la desorción del butano es cercano al valor de fracción de la zona muerta encontrada por estudios de trazado (8%).

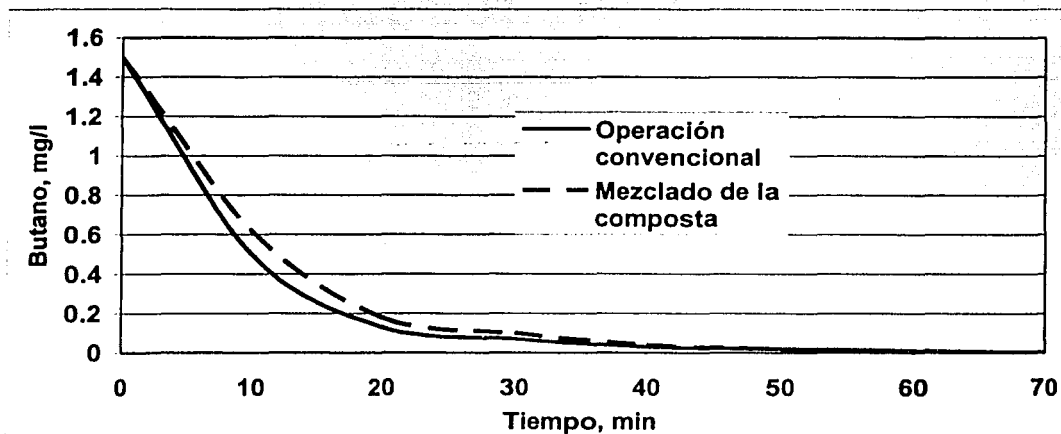


Figura 4.29 Curvas de desorción del butano de la composta para una operación convencional y bajo mezclado de la cama. Temperatura = 19 °C.

4.4.4 Conclusiones

Se propuso un modelo matemático para la estimación del número de partículas, número de canales de flujo y el área específica en un medio filtrante en función de la fracción de espacio vacío, la esfericidad y el diámetro de partícula. Para la cuantificación de estos últimos tres parámetros se utilizó la integración experimental de tres metodologías, generalmente usadas por separado en trabajos reportados en literatura, que involucra la determinación del diámetro de partícula promedio mediante la ecuación de Ergun, la esfericidad mediante estudios de granulometría y la fracción de espacios vacíos mediante los estudios de trazado. En los experimentos se demostró la eficiencia de la integración de estas tres metodologías para la caracterización de un medio filtrante.

El biofiltro de composta bajo una operación convencional mostró un decremento en su capacidad de tratamiento del H_2S al cabo de 206 días de operación del orden del 10%. Ello fue explicado tanto por el bajo contenido de humedad en las primeras secciones del biofiltro como por la variación del área específica en el medio. El mezclado del medio filtrante destruye las canalizaciones de flujo, uniformiza el tamaño de partículas y favorece una adecuada distribución del gas en el medio filtrante manteniendo constante la máxima eficiencia de operación del biofiltro.

Se concluyó que dentro de un intervalo adecuado de humedad (39 al 60%) recomendado en la literatura, es preferible favorecer un contenido de humedad bajo, sin que se afecte la actividad del microorganismo, para fragmentar las partículas de medio e incrementar tanto el área específica como la eficiencia del biofiltro.

Mediante el modelo de canales se determinó una variación importante en el número de partículas y en el número de canales de flujo en función de la altura del biofiltro bajo una operación convencional lo cual se explicó por el proceso de secado del medio, especialmente en la sección de entrada de gas.

Se determinó tanto por desorción de butano como por estudios de trazado que existe una zona muerta en el biofiltro al cabo de la operación convencional de 8 al 12 % lo cual, en parte, explica la disminución de la eficiencia del biofiltro. Bajo un régimen de operación con mezclado de cama se evitan zonas muertas en el sistema.

Se señaló que la determinación de la fracción de espacio vacío mediante desplazamiento de agua añade un error experimental no considerado en la literatura, pues se supone que el gas posee una plena interacción con el lecho filtrante (Ausencia de zonas muertas).

Los resultados obtenidos en cuanto al acomodo espacial de las partículas de composta en la primera sección del biofiltro sustentan la hipótesis sobre la compresibilidad de las mismas. Esta hipótesis en conjunto con el fenómeno de capilaridad explica la alta caída de presión generalmente encontrada en la primera sección de los biofiltros de composta que poseen un falso fondo a base de una malla de baja apertura.

5 CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES

Conclusiones

El mezclado del medio filtrante resultó ser una técnica operativa que incrementó sensiblemente la eliminación de H_2S al usar biofiltros de composta bajo niveles de concentración de H_2S menores a 200 ppmv. Fue posible observar que los tres fenómenos más importantes involucrados en la disminución de la capacidad operativa de los biofiltros bajo una operación convencional se refieren a la acumulación de sulfatos, a la generación de zonas muertas debido a canalizaciones de flujo y al secado del medio filtrante. El mezclado del medio filtrante permitió un mejor control de estos tres aspectos; en el caso de la acumulación de sulfatos fue mediante un lavado homogéneo de la cama, las zonas muertas se evitaron mediante la destrucción de las canalizaciones de flujo lo cual permitió conservar las características originales de la composta en cuanto a su estructura física interna, y por último, el mezclado del medio produjo la distribución homogénea de tamaños de partícula y una adecuada humedad, condiciones requeridas en el medio filtrante para favorecer la actividad microbiana responsable de la eliminación de H_2S . Con lo anterior es posible afirmar que la hipótesis general de trabajo planteada en la sección 1.3 se considera como cierta.

Mediante el mezclado de la cama se concluyó que es posible prescindir del uso de agentes abultantes. Bajo una operación convencional se cuestionó el uso de agentes abultantes, pues el hecho de favorecer la disminución de la caída de presión lleva implícito la formación de canalizaciones de flujo que en el tiempo provocan la disminución de la capacidad operativa del biofiltro.

La disminución de la eficiencia de eliminación de H_2S para los biofiltros que manejan cargas másicas por arriba de $4 \text{ gH}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$ se explicó fundamentalmente por la acumulación de sulfatos en el medio por arriba del nivel inhibitorio, siendo evidente el nulo control del mismo bajo una operación convencional. En el caso del tratamiento de medianas a bajas concentraciones de H_2S (cargas menores a $7 \text{ gH}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{h}$), la disminución de la eficiencia operativa del biofiltro se explicó por medio del cambio en la estructura interna del medio filtrante como consecuencia de las variaciones de humedad. El mezclado de la cama permitió una operación de los biofiltros con una eficiencia del 100%, independientemente de la carga másica aplicada.

Los cambios estructurales internos que sufrió el medio filtrante a lo largo de su operación fueron evaluados por medio de una nueva técnica experimental que involucró estudios de granulometría, de trazado y de caída de presión. Esta técnica estuvo acompañada de un modelo matemático que permitió el cálculo del número de partículas, del número de canales de flujo, del diámetro de canal y del área específica a partir de la información generada por la técnica experimental desarrollada. Esta técnica resultó ser consistente con los resultados experimentales obtenidos, lo cual permite su uso en la evaluación de las características internas de medios filtrantes en trabajos futuros.

Conclusiones y Recomendaciones

Mediante los estudios de trazado y de desorción del trazador fue posible demostrar la existencia de zonas muertas generadas bajo la operación convencional las cuales oscilaron alrededor del 8% del volumen total de medio filtrante. Se demostró la destrucción de canalizaciones de flujo y la completa distribución del gas en el medio al efectuar el mezclado del medio filtrante. Así mismo fue posible observar que el cambio en la distribución del gas dentro del medio filtrante fue independiente de la carga másica aplicada dentro del intervalo utilizado en esta investigación.

El mezclado del medio filtrante resulta ser un procedimiento capaz de dar solución a los problemas operativos que enfrentan los biofiltros de composta y es una alternativa a la adición de agentes abultantes y a diseños que involucran la recirculación de corrientes de flujo.

Se considera que la obtención de información con respecto al tratamiento de H_2S bajo un régimen de mezclado de medio filtrante con biofiltros de composta, los estudios con trazadores para evaluar la existencia de canalizaciones de flujo y zonas muertas, la nueva técnica experimental para el estudio de cambios físicos internos del medio filtrante y el modelo matemático que los estima son parte fundamental y original del aporte de este trabajo al conocimiento sobre biofiltros de composta.

Recomendaciones para trabajos futuros

Como sucede en toda investigación, se parte con algunas preguntas que son respondidas y se finaliza con algunas otras que deberán ser abordadas en otros trabajos. A lo largo del presente trabajo se elaboraron hipótesis respecto al incremento en la velocidad de formación de canales de flujo al usar agentes abultantes y referente a la compresibilidad de las partículas de composta. La comprobación experimental de estas hipótesis deberá ser efectuada en trabajos futuros.

Por otra parte, quedan pendientes temas de investigación sobre la dinámica de poblaciones bajo mezclado del medio filtrante. Por otro lado, según sea la carga másica aplicada, ¿Con qué frecuencia se debe mezclar el medio filtrante?, ¿Se tendrán los mismos efectos positivos que produjo el mezclado del medio filtrante al tratar otros compuestos o mezclas de compuestos?, Al considerar el mezclado de la cama ¿Será posible disminuir el volumen del biofiltro?, bajo un régimen operativo de mezclado de cama, ¿Hasta que punto es posible incrementar la carga másica aplicada sin que se afecte la operación del biofiltro?

Por último, una consideración importante: La aplicación del mezclado de la cama en biofiltros a escala real conlleva un reto de ingeniería que deberá ser resuelto de tal forma que conserve la ventaja económica que el biofiltro de composta posee frente a las otras tecnologías de tratamiento de gases.

6 REFERENCIAS

- Abumaizar, R.J., Smith, E.H. y Kocher W. (1997). Analytical model of dual media biofilter for removal of organic air pollutants. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 123, No. 6, June, pp. 606-614.
- Acuña, M.E.; Pérez, F., Auria, R. y Revah, S. (1999). Microbiological y Kinetic Aspects of a Biofilter for the Removal of Toluene from Waste Gases. *Biotechnol. and Bioeng.*, 63, pp. 175-184.
- Allen E.R. y Phatak S. (1993). Control of organosulfur compound emissions using biofiltration. methyl mercaptan. *Proceedings of the 86th Air and Waste Management Association Annual Meeting and Exhibition*, Denver, Colorado, June, pp. 13-18.
- Allen E.R. y Yang Y. (1991). Biofiltration control of hydrogen sulfide emissions. *Proceedings. Air and Waste Mgmt. Assn. 84th Annual Meeting and Exhibition*. En CD.
- Alonso, C., Suidan, M.T., Sorial, G.A., Smith, F.L., Biswas, P., Smith, P.J. y Brenner, R.C. (1997). Gas Treatment in Trickle-Bed Biofilters: Biomass, How Much is Enough?. *Biotechnol. and Bioeng.*, 54, pp. 583-594.
- Apel W.A., Barnes J.M. y Barrett K.B. (1995). Biofiltration of nitrogen oxides from fuel combustion gas streams. *Proceedings of Air and Waste Management Association, 88th Annual Meeting and Exhibition*.
- Auria, R., Frere, G., Morales, M., Acuña M.E. y Revah S. (2000). Influence of mixing and water addition on the removal rate of toluene vapors in a biofilter. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 68, no. 4, pp.448-455.
- Auria R., Ortiz I., Villegas E. y Revah S. (1995). Influence of growth and high mould concentration on the pressure drop in solid state fermentors. *Process Biochemistry*, Vol. 30, No. 8, pp. 751-756.
- Asai S., Konishi, Y. y Yabu, T. (1990). Kinetics of Absorption of Hydrogen Sulfide into Aqueous Ferric Sulfate Solutions. *AICHE J.*, 36, pp. 1331-1338.
- Baker, C.S., Van der Gheynst y Walker L.P. (1999). Equilibrium moisture isotherms for synthetic food waste and biosolids composts. *Compost Science and Utilization*, Vol. 7, No. 1, pp. 6-13.
- Baltzis B.C., Wojdyla S.M. y Zarook S.M. (1997). Modeling biofiltration of VOC mixtures under steady-state conditions. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, Vol. 123, No. 6 June, pp. 599-605.
- Bardtke D., Fisher K. y Sabo F. (1987). Air purification with biofilters, field of application and design criteria. *Proceedings of the 80th Annual Meeting of APCA*, New York, June, pp. 21-26.
- Barton, J.W, Davison, B.H., Klasson, K.T., y Gable III, C.C. (1999). Estimation of mass transfer and kinetics in operating Trickle-Bed Bioreactors for removal of VOCs. *Environmental progress*, vol. 18, No. 2, pp.87-92.
- Brink, L.E.S. y Tramper, J. (1987). Facilitated mass transfer in a packed-bed immobilized cell reactor by using an organic solvent as substrate reservoir. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 37, pp. 21-24.
- Bhatia S.P. (1978). Organosulfur emissions from industrial sources. In *Sulfur in the Environment*, Nriagu, J.O. Ed., Part I. John Wiley and Sons, Canada.
- Bohn H. (1992). Consider biofiltration for decontaminating gases. *Chemical Engineering Progress*, April, pp. 34-40.

Referencias

- Bonnin C., Coriton G. y Martin G. (1994). Biodeodorization processes from organic media filters to mineral beds. *VDI Berichte* 1104, pp. 217-230.
- Brock, T. D. y Madigan, M.T. (1991). *Biology of microorganisms*. Sixth Edition, Prentice May Inc., Englewood Cliffs.
- Brown G.G. (1950). *Unit operations*. John Wiley and Sons., New York.
- Bruce S. (1992). Sulfur. In *Air Pollution Engineering Manual*. Air and Waste Management Association. Edited by Buonicore A.J. y Davis T.W., Van Nostrand Reinhold, N.Y., pp. 476-484
- Buisman C.J.N., Geraats B.G., Ijspeert P. y Lettinga G. (1990). Optimization of sulphur production in a biotechnological sulphide removing reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 35, pp. 50-56.
- Buisman C.J.N., Ijspeert P., Hof A., Janssen A.J.H., Hagen R. y Lettinga G. (1991). Kinetic parameters of a mixed culture oxidizing sulfide and sulfur with oxygen. *Biotechnol. Bioeng.* 38, pp.813-820.
- Buisman, C.J., Wit, B., y Lettinga G. (1990). Biotechnological sulphide removal in three polyurethane carrier reactors: stirred reactor, biorotor reactor and upflow reactor. *Water Research*, 24, pp. 245-251.
- Burschler D.N., Paff S.W. y King A.B. (1993). Biofiltration room temperature incineration. *Proceedings of Air and Waste Management Association, 86th Annual Meeting and Exhibition*
- Carlson D.A. y Leiser C.P. (1966). Soil beds for the control of sewage odors. *Journal WPCF*, May, pp. 829-840.
- Carter M.R. y Ball B.C. (1993). Soil porosity. In: *Soil Sampling and Methods of analysis*, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Chapter 54, pp. 581-588.
- Candenan F. P. Y Peters R.W. (1988). Evaluation of chemical oxidizers for hydrogen sulphide control. *Journal WPCF*, vol. 60, No. 7. pp. 1259-1263.
- Cadenhead, P. y Sublette, K.L. (1990). Oxidation of hydrogen sulfide by thiobacilli. *Biotechnol. Bioeng.* 2, 1990, pp. 201-203.
- Cesário, M.T., Beefink, H.H. y Tramper, J. (1995). Feasibility of using organic water immiscible solvents in biological waste gas treatment. *Bioprocesses Engineering*, 12, pp. 55-63.
- Cernica J. (1995). *Geotechnical Engineering*. John Wiley and Sons.
- Chen K.Y. y Morris J.C. (1972). Kinetics of oxidation of aqueous sulphide by oxygen. *Environmental Science and Technology*, vol. 6, pp. 529-537.
- Chitwood, D.E.; Devinny, J.S.; Meiburg, E. (2000). Heterogeneous flow through biofilter media. In *Proceedings of the 93rd Annual Meeting of the A&WMA*, Salt Lake City, Utah, June 24 -28, in CD.
- Cho, K.S., Hirai M. y Shoda M. (1991). Removal of dimethyl disulfide by the peat seeded with night soil sludge. *J. Ferment. Bioeng.*, Vol. 71, pp. 289-291.
- Cho, K.S., Hirai M. y Shoda M. (1992). Degradation of hydrogen sulfide by *Xanthomonas* sp. strain DY44, isolated from peat. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 58, No. 4, April, pp. 1183-1189.
- Chou M.S. y Cheng W. (1997). Screening of biofilter material for VOC treatment. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 47, pp. 674-681.

Referencias

- Chou M.S. y Huang J.J. (1997). Treatment of methylethylketone in air stream by biotrickling filter *Journal of Environmental Engineering ASCE*, vol. 123, No. 6 June, pp. 569-576.
- Chung, Y.C., Huang, C., y Tseng, C.P. (1996). Microbial oxidation of hydrogen sulfide with biofilter. *J. Environ. Sci. Health*, A31(6), pp. 1263-1278.
- Cork D.J. y Ma S. (1982). Acid -gas bioconversion favors sulfur production, *Biotechnology and Bioengineering Symp*, No. 12, pp. 285-290.
- Corsi R.L. y Seed I.P. (1994). Biofiltration of BTEX contaminated gas streams: Laboratory studies. *Proceedings of Air and Waste Management Association, 87th Annual Meeting and Exhibition*.
- Cox H.H., Magielsen, F.J. y Doddema, H.J., (1996). Influence of water content and water activity on styrene degradation of *Exophiala jeanselmei* in biofilters. *Applied Microbial Biotechnology*, 45, pp. 851-856.
- Dalouche A. (1989). La désodorisation d'atmosphères chargées en composés soufrés. Thèse de l'Université de Rennes I, No. 508, Sciences Chimiques.
- Degorce-Dumas J.R., Kowal S., y Le Cloirec P. (1997). Microbial oxidation of hydrogen sulphide in a biofilter. *Can. J. Microbiol.*, Vol. 43, pp. 264-271.
- Deviny J.S. y Chitwood D. (1999) Two stage biofiltration of sulfides and VOCs from wastewater treatment plants. In: Proceedings of the Waste minimization and end of pipe treatment in chemical and petrochemical industries. Merida Yucatan, Mexico, November 14-18, pp. 353-360.
- Deviny J.S., Medina V.F. y Hodge D.S. (1993). Biofiltration for treatment of gasoline vapors. *Proc. In situ and Onsite Bioreclamation, 2nd Int. Symp.*
- Deshusses, M.A. y Cox, H.H.J. (1998). The Use of CAT Scanning to Characterize Bioreactors for Waste Air Treatment. In *Proceedings of the 91st Annual Meeting of the A&WMA*, San Diego, California, June 14-18; in CD.
- Deshusses, M. A., Hamer, G., y Dunn I. J. (1995). Behavior of biofilters for waste air biotreatment. 1. Dynamic model development. *Environ. Sci. Technol.*, 29, pp. 1048-1058.
- Ergas S.J., Shroeder E.D., Chang D.P.Y. y Mortan R.L. (1995). Control of volatile organic compound emissions using a compost biofilter. *Water Environment Research*, 67 (5), pp. 816-821.
- Ergun, S. (1952). Fluid Flow Through Packed Columns, *Chem. Eng. Prog.*, 48, pp. 89-94.
- Fernández Polanco F., Martínez B., Olmedo F. y García del Valle J. (1996). Eliminación de H₂S mediante lavado químico y oxidación biológica. Memorias del IV Seminario-Taller Latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales, Bucaramanga, Colombia, noviembre 19-22.
- Fischer, U. (1984). Sulfur, its Significance for Chemistry, for the Geo-, Bio- and Cosmosphere and Technology. Studies in Organic Chemistry, A. Müller and B. Krebs, Elsevier, Amsterdam, vol. 5, pp. 383-407.
- Furusawa, N., Togashi, I., Hirai, M. Makato, S. y Kubota, H. (1984). Removal of Hydrogen sulfide by a biofilter with fibrous peat. *J. Ferment. Technol.*, 62 (6), pp. 589-594.
- Govind R., Utgikar V., Zhao W., Shan Y., Parvatiyar M. y Bishop D.F. (1993). Development of novel biofilters for treatment of volatile organic compounds (VOC's). Presented at the IGT symposium on Gas, Oil and environmental biotechnology, Colorado Springs, C.O., November 29-December 3.

Referencias

- Gostomski, P.A.; Liaw, L.P. (2001). Air Permeability of Biofilter Media. In *Proceedings of the 94th Annual Meeting of the A&WMA*, Orlando, Florida, June 24-28; in CD.
- Greenwood, N.N. y Earnshaw, A. (1986). *Chemistry of the Elements*. Pergamon Press, Oxford, 1986, pp. 757-881.
- Hendershot E.H., Lalonde H. y Duquette M. (1993). Soil reaction and exchangeable acidity. In: *Soil Sampling and Methods of analysis*, Carter M., Ed. Chapter 16 p.p. 141-145.
- Hillel, D. (1980). *Fundamentals of soils physics*. Academic Press, San Diego, USA.
- Hirayama A. y Vetter R.D. (1989). Kinetics of sulfide and thiosulfate oxidation by the hydrothermal vent bacterium thiomicrospira Crunogina and comparison with Thiobacillus neapolitanus. *Proceedings of the Annual Meeting. American Society of Microbiology*, Washington D.C.
- Hodge, D. S., y Deviny, J. S. (1995). Modeling removal of air contaminants by biofiltration. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 121, No. 1, pp. 21-32.
- Hodge D.S., Medina D.F., Islander R. y Deviny S.S. (1991). Biofiltration of hydrocarbon fuel vapors in biofilters. *Environmental Technology*, 12, pp. 655-662.
- Holland F.A (1973). *Fluid flow for chemical engineers*. Edward Arnold, London
- Holt T. y Lackey L. (1995). Control of gas contaminants in air streams through biofiltration. *50th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings*, pp. 593-599.
- Hugler W., Acosta C., Revah S. (1999). Biological Removal of Carbon Disulfide from Waste Air Streams. *Environm. Progress (AIChE)*, 18, 3, pp. 173-177.
- Islander, R. L., Deviny, J.S., Mansfeld, F., Postyn, A., y Shih, H. (1991). Microbial ecology of crown corrosion in sewers. *J. Environment. Engineer.*, 117 (8), pp. 751-770.
- Janssen A.J.H., Sleyster R., Van der Kaa C., Jochemsen A., Buntsema J. y Lettinga G. (1995). Biological sulphide oxidation in a fed batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 47, pp. 327-333.
- Jimenez B. (1995). Filtración de agua. Series del Instituto de Ingeniería de la UNAM. No. 572, ISSN 01852345.
- Karamanev, D.G.; Bélanger, M.C.; Chavarie, C.; Chaouki, J.; Mayer R. (1994). Hydrodynamic Characteristics of a Trickling Bed of Peat Moss Used for Biofiltration of Wastewater. *Can. J. Chem. Eng.*, 72, pp. 411-416.
- Kelly D. (1999). Thermodynamic aspects of energy conservation by chemolithorophic sulfur bacteria in relation to the sulfur oxidation pathways. *Arch. Microbiol*, 171, pp. 219-229.
- Kennes C. y Thalasso F. (1998). Waste Gas Biotreatment Technology. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 72, pp. 303-319.
- Kinnoy, K.A., Chang, D.P.Y., Schroeder, E.D. y Soow, K.M. (1996). Performance of a directionally switching biofilter treating toluene contaminated air. *JAWMA*, 96-RP87C.05
- Kirchner, K., Hauk, G. y Rehm, H.J. (1987). Exhaust gas purification: using immobilized monocultures (biocatalysts). *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 26, pp. 579-587.

Referencias

- Klute, A. (1986). *Methods for Soil Analysis*; American Society of Agronomy, Soil Science Society of America: Madison, W.I.; pp. 12-2.6.5.
- Lacey, J.A.; Brady, D.L.; Apel, W.A. (2001). Comparison of NO_x Removal Efficiencies in Compost Based Biofilters Using Four Different Compost Sources. In *Proceedings of the 94th Annual Meeting of the A&WMA*, Orlando, Florida, June 24-28; in CD.
- Lang M.E. y Jager R.A. (1992). Odor control for municipal sludge composting. *BioCycle*, August, pp. 76-85.
- Lee D.H., Lau A.K. y Pinder K.L. (2001). Development and performance of an alternative biofilter system. *J. Air and Waste Manage Assoc.*; 51, pp. 78-85.
- Leson G. y Smith B.J. (1997). Petroleum environmental research forum field study on biofilters for control of volatile hydrocarbons. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, June, pp. 556-562.
- Leson G. y Winer A. (1991). Biofiltration: An innovative air pollution control technology for VOC emissions. *Journal of Air Waste Management Association*, V. 41, No. 8, pp. 1045-1054.
- Levenspiel O. (1963). Patterns of flow in chemical process vessels. *Advances in Chemical Engineering*, vol. 4, Academic Press.
- Levenspiel O. (1972). *Chemical Reactor Engineering*, Second Edition. John Wiley and Sons.
- Levenspiel, O. (1998). *Engineering Flow and Heat Exchange*; Plenum Press: New York and London.
- Lobo R., Revah S. y Viveros G (1999). An analysis of a trickle bed bioreactor. Carbon disulfide removal. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 63, No. 1, april 5, pp. 98-109.
- López M., Montalvo S., Escobedo R. y Alfonso Y (1992). Utilización de Residuos Industriales para la Eliminación del Sulfuro de Hidrógeno del Biogás" II Taller Regional sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina, La Habana , Cuba, 20 al 22 de nov.
- Mansfield L.A., Melnyk P.E. y Richardson G.C. (1992). Selection and Full Scale Use of a Chelated Iron Absorbent for Odor Control. *Water Environmental Research*, vol. 64, No. 2, March-April, pp. 120-127.
- Marsh R. (1992). Biofiltration history theoretical model and practice. NorthWestern Branch Papers, *Inst. of Chemical Engineers*, 3, pp. 13.1-13.14.
- Martin G et Laffort P. (1991). *Odeurs et Désodorisation dans L'environnement*. 1, ISBN 2-85206605-X, Tec & Doc Lavoisier, Paris.
- Martínez C.P. y Zamorano J.P. (1996). Experiencia práctica sobre el tratamiento anaerobio y control de olores en efluentes de levadura. *Memorias del IV Seminario-Taller Latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales*, Bucaramanga, Colombia, noviembre 19-22.
- McCabe W.L., Smith J.C. y Harriott, P. (1993). Unit operations of chemical Engineering. Fifth Edition, Chapter 7, pp. 152.
- Medina V.F., Webster T., Ramaratnam M., Hodge D.S. y Devanny J.S. (1992). Treatment of soil vapor extraction off gases by GAC based on biological filtration. *Proc. Am. Chemical Soc., Div. Of Industrial and Engrg. Chem., Spec. Symp. for emerging technologies for hazardous waste treatment*.

Referencias

- Metcalf y Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. Third edition McGraw Hill.
- Montgomery D.C. (1991). *Diseño y análisis de experimentos*. Grupo Editorial IberoAmérica, México D.F.
- Morgan-Sagastume F., Sleep, B.E. y Allen D.G. (2001). Effects of biomass growth on gas pressure drop in biofilters. *J. of Enviro. Eng., ASCE*, 127, pp. 388-396.
- Morgan-Sagastume J.M., Jiménez B., y Noyola A., (1997). Tracer studies in a laboratory and pilot scale UASB reactor. *Environ. Technol.*, 18, pp. 817-825.
- Morgan-Sagastume J.M., Jiménez B. y Noyola A., (1999). Alternative index for interpretation of residence time distribution (RTD) curves. *J. of Environ. Eng., ASCE*, 125, pp. 290-294.
- Morgan-Sagastume J.M., Revah S. y Noyola A. (1999). Malos Olores en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales: Su Control a través de Procesos Biotecnológicos. *Ingeniería y Ciencias Ambientales, Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales S.C. (FEMISCA)*, año 10, No. 41, marzo-abril.
- Morgenroth E.E., Schroeder D., Chang D.P.Y. y Scow K.M. (1995). Nutrient limitation in a compost biofilter degrading Hexane. *Proceedings of Air and Waste Management Association, 88th Annual Meeting and Exhibition*.
- Mueller J.C. (1988). Biofiltration of gases, a manure technology for control of a wide range of air pollutants. British Columbia Res. Corp. Vancouver B.C., Canada, pp. 1-22.
- Ongcharit, C., Shah, Y.T. y Sublette, J.L. (1990). Novel Immobilized Cell Reactor for Microbial Oxidation of H₂S. *Chem. Eng. Sci.*, 45, pp. 2383-2389.
- Oriol E., Schettino B., Viniestra G., y Raimbault M. (1988). Solid state culture of *Aspergillus* on support. *J. Ferment. Technol.* 66, 57-62.
- Ottengraf S.P.P. y Van Den Oever A.H.C. (1983). Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter. *Biotechnol. and Bioengr.*, 25, pp. 3089-3102.
- Ottengraf S.P.P. (1987). Biological systems for waste gas elimination. *Tibtech*, 5, pp. 132-136.
- Parent L.E. y Caron J. (1993). Physical properties of organic soils. In: *Soil Sampling and Methods of analysis*, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Chapter 43, pp. 441-458.
- Perry, R.H.; Green, D. (1988). *Perry's Chemical Engineers Hand Book*; McGraw-Hill International.
- Pomeroy R. (1982). Biological treatment of odorous air. *Journal WPCF*, Volume 54, No. 12, pp. 1541-1545.
- Rands M.B., Cooper D.E., Woo C.P., Fletcher G.C. y Rolfe F.K. (1981). Compost filters for H₂S removal from anaerobic digestion and rendering exhausts. *Journal WPCF*, Vol. 53, No. 2, pp. 185-189.
- Revah S. Y Noyola A. (1996). El mercado de la biotecnología ambiental en México y las oportunidades de vinculación Universidad-Industria. Gañado E. Ed. *Fronteras de la biotecnología y Bioingeniería*, SMBB, pp. 121-133.
- Revah S, Hinojosa A, Morales V (1995). Air Biodesulphurisation in Process Plants. *Bioremediation: The Tokyo '94 Workshop*, OECD Documents, Paris France, pp. 569- 576.

Referencias

- Ritchie, B.J. y Hill, G.A. (1995). Biodegradation of phenol polluted air using an external loop airlift bioreactor. *Chem. Technol. Biotechnol.*, 62, pp. 339-344.
- Sabo F., Motz U. y Fisher K. (1993). Development and testing of high efficiency biofilters. *Bioprocess Engng.*, 1, pp. 61-69.
- Sabo, F., Schneider, T. y Motz U. (1996). Latest development and industrial applications of biofiltration. In: *Proceedings of the 1996 Conference on Biofiltration*. University of Southern California, Los Angeles, Tustin, C.A.: The Reynolds Group. pp. 63-68.
- Särner E. (1990). Removal of sulphate and sulphite in an anaerobic trickling (ANTRIC) Filter. *Wat. Sci. Tech.*, vol.22, No. ½, pp. 395-404
- Satoh, H., Yoshizawa, J. y Kamentani, S. (1998). Bacteria Help Desulfurize Gas. *Hydrocarb. Process. Int.* Ed. ISBN 0067234566, 76, pp. 76D-76F.
- Sawyer C.N., McCarty P.L. y Parkin G.F. (1994). *Chemistry for environmental engineering*. 4th Edition, McGraw Hill.
- Severin B.F., Shi J. y Hayes T. (1993). Destruction of gas industry VOC's in a biofilters. *Proc., IGT 6th Int. Symp. on Gas, Oil and Envir. Technol.*
- Sheldrick B.H. y Wang (1993). Particle size distribution. In: *Soil Sampling and Methods of analysis*, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Chapter 47 pp. 499-511.
- Shim, J.S., Jung, J.T., Sofer S. y Lakhwala, F. (1995). Oxidation of ethanol vapors in a spiral bioreactor. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 64, pp. 49-54.
- Smet, E. y Van Langenhove, H., (1998). Abatement of Volatile Organic Sulfur Compounds in Odorous Emissions from the Bio-industry; *Biodegradation.*, 9, pp. 273-284.
- Sontah, H. y Shiratori T., (1990). Dova Mining Co. Ltd. "Method of Treating H₂S Containing Gases. U.S. Patent 4931262.
- Sorial G.A., Smith F.L., Suidan M.T., Pandit A., Biswas P. y Brenner R., (1997). Evaluation of trickle bed biofilter performance for BTEX removal. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, June, pp. 530-537.
- Sublette, K.L. y Sylvester, N.D., (1987). Oxidation of Hydrogen Sulfide by Mixed Cultures of Thiobacillus Denitrificans and Heterotrophos., *Biotechnol. Bioeng.*, 29, pp. 759-761.
- Swanson J. W. y Loehr R.C. (1997). Biofiltration: Fundamentals, design and operations, principles and applications. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, June, pp. 538-546.
- Thomson R. B. (1980). Catalytic Removal of Hydrogen Sulfide from Gases. U. S. Patent No. 4189462.
- Topp G.C. (1993). Soil water content. In: *Soil Sampling and Methods of analysis*, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Chapter 51, pp. 541-557.
- Torres M., Revah S., Hinojosa A, Paez F., y Morales M., (1993). Process for the Elimination of Sulphur Compounds Present in a Gas Mixture. U.S. Patent 5, pp. 236-677.
- Utkin J.B., Yakimov M.M., Kozlyak E.I. y Rogozhin J.S. (1992). Biological air purification. *BioCycle*, October, pp. 613-620.
- Van Groenestijn J.W. y Hesselink P.G.M. (1993). Biotechniques for air pollution control. *Biodegradation*, 4, pp. 283-301.

- Van Langenhove, H., Wuyts, E., y Schamp, N. (1986). Elimination of hydrogen sulphide from odorous air by wood bark biofilter, *Wat. Res.* 20, 12, pp. 1471-1476.
- Van Lith, C., Leson, G., y Michelsen R. (1997). Evaluating design options for biofilters. *J. Air waste Management Assoc.*, 47, pp. 37-48.
- Wada A., Shoda M., Kubota H., Kobayashi T., Katayama-Fujimura Y. y Kuraishi H. (1986). Characteristics of H₂S oxidizing bacteria inhabiting a peat biofilter. *J. Ferment. Technol.*, Vol. 64, No. 2, pp. 161-167.
- Wani A.H., Branion R.M. R., y Lau A.K. (1997). Biofiltration: A promising and cost effective control technology for odors, VOCs and air toxics. *J. Envir. Sci. Health*, 32 (7), pp. 2027-2055.
- Warkentin B.P. (1993). Soil shrinkage. In: Soil Sampling and Methods of analysis, Carter M., Ed. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Chapter 48 p.p. 513-518
- Weber, F. y Hartmans, S. (1995). Use of activated carbon as a buffer in biofiltration of waste gases with fluctuating concentrations of toluene. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 43, pp. 365-369.
- Webster T.S., Devinsky J.S., Torres E.M. y Basrai S.S. (1996). Biofiltration of odors, toxics and volatile organic compounds from publicly owned treatment works. *Environmental Progress*, Vol. 15, No. 3, pp. 141-147.
- West, J.R. (1983). Sulfur Recovery. Encyclopedia of Chemical Technology Kirk Othmer., Grayson, M. y Eckroth, D. John Wiley and Sons, New York, 1983, vol. 22, pp. 267-297.
- Wubker, S.M., Laurenzis, A., Werner, U., y Friedrich, C. (1997). Controlled biomass formation and kinetics of toluene degradation in a bioscrubber and in a reactor with periodically moved trickle-bed. *Biotechnol. Bioeng.*, 55, pp. 686-692.
- Williams T.O. y Miller F. (1992). Odor control using biofilters: Part I. *BioCycle*, October.
- Wright W., Schroeder E.D., Chang D.P.Y., y Romstad K. (1997). Performance of a pilot scale compost biofilter treating gasoline vapor. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 123, No. 6, June, pp. 547-555.
- Zarook, S., Baltzis, B. C., Oh, Y. S., y Bartha, R. (1993). Biofiltration of methanol vapor. *Biotech. Bioeng.*, 41, 5, pp. 512-524.
- Zarook, S., y Baltzis, B. C. (1994). Biofiltration of toluene vapor under steady-state and transient conditions: theory and experimental results. *Chemical Engineering Science.*, 49, 24a, pp. 4347-4360.
- Zarook, S. M., y Shaikh, A. A. (1997). Analysis and comparison of biofilter models. *The Chemical Engineering Journal*, 65, pp. 55-61.
- Zarook, S. M., Shaikh, A. A. y Ansar Z. (1997). Development, experimental validation and dynamic analysis of a general transient biofilter model. *Chemical Engineering Science*, Vol. 52, No. 5, pp. 759-773.
- Zilli, M., Fabiano, B., Ferraiolo, A., y Converti, A. (1996). Macrokinetic investigation on phenol uptake from air by biofiltration: influence of superficial gas flow rate and inlet pollutant concentration. *Biotechnol. Bioeng.*, 49, pp. 391-398.

7 ANEXOS

7.1 Anexo 1. Construcción de curvas de equilibrio humedad de aire vs humedad de medio filtrante.

Para obtener una curva de equilibrio es indispensable efectuar experimentos que conduzcan a la obtención de curvas humedad de medio vs tiempo. Se considera que el medio está en equilibrio con el aire a una humedad dada, cuando se obtiene una respuesta constante del contenido de humedad en el medio filtrante en función del tiempo. La Figura 7.1 muestra un ejemplo de lo obtenido para la composta mezclada con lodo biológico a 5 °C partiendo de humedades de aire de 35, 75 y 100 % de humedad con una humedad de medio inicial de 55%.

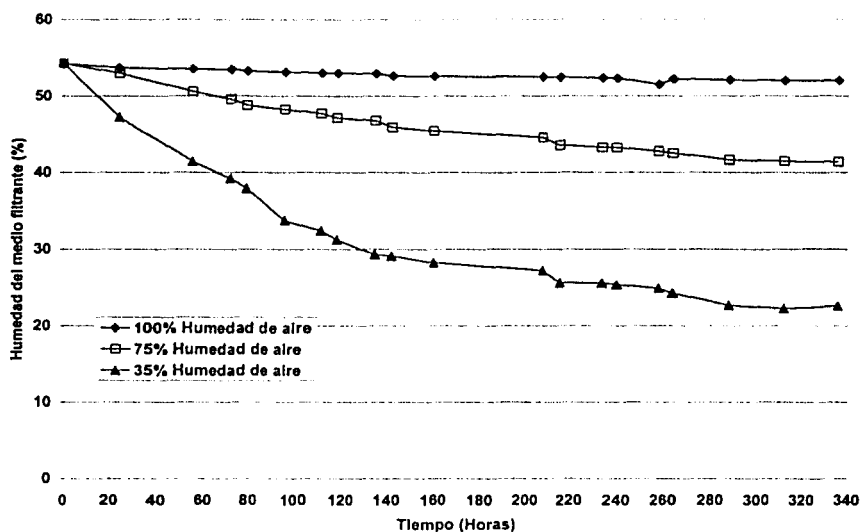


Figura 7.1.1 Curvas de humedad del medio filtrante vs tiempo de operación utilizando aire húmedo a 35, 75 y 100% de humedad a una temperatura de 5 °C con un medio filtrante de composta con lodo biológico.

En este caso, los puntos de equilibrio fueron 22.5, 41.3 y 52.1 % de humedad en el medio para 35, 75 y 100 % de humedad relativa en el aire. Estos puntos son parte de las gráficas de equilibrio humedad relativa de aire vs humedad del medio ($X = \text{kgH}_2\text{O}/\text{kg sólido seco}$). Para transformar de % de humedad a X se hace uso del volumen de composta utilizada (0.801 L) y de la densidad aparente (0.59 g/ml) de tal forma que para los puntos de equilibrio antes mencionados corresponden valores de X de 0.28, 0.7 y 1.0, respectivamente. Se repiten los experimentos a distintas temperaturas para obtener dicha curva.

7.2 Anexo 2. Análisis de variancia para un diseño factorial de experimentos 2³.

Para ejemplificar el análisis de resultados efectuados para la evaluación de la injerencia significativa de un parámetro sobre otro se muestran las Tablas 7.2.1 a la 7.2.3. En la Tabla 7.2.1 se muestran los resultados brutos obtenidos de los parámetros enlistados para el medio composta mezclado con tezontle sometido en este caso solamente a un flujo de aire húmedo. En el caso de la Tabla 7.2.2, se agrega el factor "adición de agua". Se obtuvieron tablas similares para las repeticiones efectuadas así como para la composta sola.

TABLA 7.2.1 COMPOSTA CON TEZONTLE SOMETIDO SOLAMENTE A AIRE HÚMEDO

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	38.7	38.9	37.5	37.8	38.2
Densidad real (g/ml)	1.32	1.34	1.33	1.34	1.33
Densidad aparente (g/ml)	0.85	0.89	0.86	0.89	0.86
Fracción de espacio vacío (%)	35.09	33.30	34.74	33.13	35.24
Tamaño efectivo	0.70	0.68	0.65	0.67	0.63
Coefficiente de uniformidad	4.88	5.02	5.53	5.52	5.42
Compactación del medio, cm	9				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	17.0	31.9	32.4	35.7	36.1
Densidad real (g/ml)	1.23	1.23	1.28	1.30	1.32
Densidad aparente (g/ml)	0.71	0.74	0.78	0.85	0.89
Fracción de espacio vacío (%)	41.98	39.44	39.08	34.41	31.98
Tamaño efectivo	0.6	0.7	0.75	0.72	0.73
Coefficiente de uniformidad	4.88	5.02	5.53	5.68	5.47
Compactación del medio, cm	8				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	12.7	34.7	34.4	34.	33.4
Densidad real (g/ml)	1.29	1.29	1.28	1.30	1.33
Densidad aparente (g/ml)	0.63	0.71	0.76	0.82	0.87
Fracción de espacio vacío (%)	51.14	45.26	40.55	36.63	34.79
Tamaño efectivo	0.90	0.89	0.82	0.8	0.78
Coefficiente de uniformidad	4.88	5.02	5.53	5.75	5.76
Compactación del medio, cm	8				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	9.0	23.2	24.2	32.4	31.6
Densidad real (g/ml)	1.23	1.25	1.28	1.29	1.32
Densidad aparente (g/ml)	0.60	0.68	0.73	0.76	0.82
Fracción de espacio vacío (%)	51.06	45.27	43.07	40.59	37.47
Tamaño efectivo	0.82	0.82	0.75	0.69	0.60
Coefficiente de uniformidad	5.02	4.88	5.02	5.53	5.81
Compactación del medio, cm	8				

TABLA 7.2.2 COMPOSTA CON TEZONTLE SOMETIDO A AIRE HÚMEDO Y A LA ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE

CONTROL	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	30.98	30.25	29.25	32.15	32.33
Densidad real (g/ml)	0.97	0.98	0.96	0.98	0.97
Densidad aparente (g/ml)	0.82	0.81	0.79	0.78	0.79
Fracción de espacio vacío (%)	15.41	17.56	17.88	19.87	18.00
Tamaño efectivo	0.4	0.41	0.41	0.38	0.35
Coefficiente de uniformidad	7.5	7.31	7.31	7.89	10.2
Compactación del medio, cm	8				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	20.31	30	33.89	41.65	45.48
Densidad real (g/ml)	1.11	1.14	1.06	0.93	1.01
Densidad aparente (g/ml)	0.74	0.77	0.71	0.71	0.81
Fracción de espacio vacío (%)	33.27	32.37	33.14	24.19	19.66
Tamaño efectivo	0.24	0.25	0.24	0.75	1.2
Coefficiente de uniformidad	9.91	10.00	6.25	4.66	2.91
Compactación del medio, cm	11				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	8.28	20.32	23.94	45.65	51.32
Densidad real (g/ml)	1.34	1.09	0.99	0.98	1.04
Densidad aparente (g/ml)	0.66	0.72	0.83	0.87	0.90
Fracción de espacio vacío (%)	50	33.35	15.76	14.27	13.70
Tamaño efectivo	0.25	0.25	0.25	1.20	1.40
Coefficiente de uniformidad	19.04	9.2	5.75	3.75	3.40
Compactación del medio, cm	12				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	5.6	21.72	34.4	34.31	42.41
Densidad real (g/ml)	1.04	1.03	1.02	1.02	0.99
Densidad aparente (g/ml)	0.63	0.79	0.79	0.79	0.83
Fracción de espacio vacío (%)	39.56	22.94	21.69	21.08	16.20
Tamaño efectivo	0.2	0.27	0.40	1.25	1.40
Coefficiente de uniformidad	7.5	10	9.25	3.52	3.40
Compactación del medio, cm	13				

En este caso se escogió analizar la humedad, es decir, saber si la influencia de los factores flujo de aire, composición de medio y adición de agua afectan a la humedad con una significancia igual o mayor al 99%. Para ello, en las Tablas 7.2.1 y 7.2.2 se marcan los valores utilizados.

Este análisis se relaciona con experimentos factoriales 2³ (consultar Montgornery, 1991), es decir tres factores (exponente 3) representados por las letras A, B y C con dos réplicas cada uno (base 2). En este caso los factores corresponden a la variación de flujo de aire (A) de 10 a 40 l/min, a la adición de agua al medio filtrante (B), se efectuó o no y a la composición del medio (C) 75% a 100% composta.

En la Figura 7.2.2 se presenta una copia de la hoja de cálculo diseñada en donde es posible observar los datos experimentales marcados en las Tablas 7.2.1 y 7.2.2 así como las

repeticiones y los valores de humedad para la composta sola (no mostrada en Tablas). En la Tabla 7.2.3 se hace la comparación de las pruebas F con la distribución F con una significancia del 99% de tal forma que aquellos datos que sean mayor a 1 (resaltados en negritas) indican que el factor correspondiente posee una influencia significativa sobre el parámetro evaluado con una seguridad de por lo menos el 99%. Las tablas están en función de la altura de la columna.

Descripción:

HUMEDAD

ALTURA DE CAMA DE 80 a 100 CM

DISÑO FACTORIAL DE EXPERIMENTOS 2*3
3 FACTORES CON DOS NIVELES CADA UNO
2 REPETICIONES POR EXPERIMENTO

TABLA DE RESULTADOS EXPERIMENTALES

Total de datos experimentales = 18

	Factor B (aspersión de agua 1 sin, 2 con)				Suma de totales
	1		2		
	Factor C (Composta)		Factor C (Composta)		
	75	100	75	100	
Factor A (Flujo de aire, l/min)					
10	31.19	57.02	44.84	54.35	
	36.18	53.64	45.48	60.26	
SUMA TOTAL (c,b,bc)	67.37	110.66	90.32	114.61	382.96
40	32.51	47.41	44.09	53.66	
	33.41	49.6	51.32	63.25	
SUMA TOTAL a,ac,ab,abc	65.92	97.01	95.41	116.91	375.25
Suma de totales	133.29	207.67	185.73	231.52	758.21

Número de repeticiones del experimento, n = 2

CÁLCULO DEL EFECTO DE FACTORES

A =	-0.96375
B =	0.53625
C =	15.02125
AB =	2.81125
AC =	-1.87375
BC =	-3.57375
ABC =	1.17625

Error estándar para significancia de efectos 3.72079713

Distribución F=F0

F1% = 11.25863491
F5% = 5.317644891

ANÁLISIS DE VARIANCIA

Fuente de variación	SS	G. de Libertad	Medio de cuadrados	F0	F0/F1%	F0/F5%
Factor A	3.71525625	1	3.71525625	0.26835630	0.02383587	0.050465834
Factor B	363.760256	1	363.7602563	26.2750327	2.33376718	4.941103203
Factor C	902.551806	1	902.5518063	65.1928786	5.79047607	12.25972751
AB	31.6125063	1	31.61250625	2.28342602	0.20281533	0.429405503
AC	14.0437563	1	14.04375625	1.01440481	0.09010018	0.190762041
BC	51.0867563	1	51.08675625	3.6900848	0.32775587	0.683632145
ABC	5.53425625	1	5.53425625	0.3997489	0.35550598	0.075174049
Error	110.75465	8	13.84433125			
TOTAL	1483.05924	15				

CODIFICACIÓN DE VARIABLES PARA MODELO DE REGRESIÓN

Valor de la variable a codificar en factor A = 10
X1 = -1
Valor de la variable a codificar en factor B = 1
X2 = -1
Valor de la variable a codificar en factor C = 75
X3 = -1

Modelo de regresión Y=B0+B1X1+B2X2+B3X3+B12X1X2+B13X1X3+B23X2X3+B123X1X2X3 + residuo

B0 = 47.388125
B1 = -0.481875
B2 = 4.768125
B3 = 7.510625
B12 = 1.405625
B13 = -0.936875
B23 = -1.786875
B123 = 0.588125
Y = 33.685

Figura 7.2.1 Hoja de calculo utilizada para el análisis de los experimentos factoriales 2³

En la Figura 7.2.2 se marcan los resultados para una significancia del 99%. Estos se reportan en la Tabla 7.2.3. Lo mismo se efectuó para cada sección del biofiltro. Considerando que se efectuaron análisis de 7 parámetros en 5 secciones del biofiltro con dos intervalos de flujo (de 10 a 40, de 40 a 70 y de 10 a 70 l/min) y tres comparaciones de medios (composta vs

Anexos

composta con tezontle, composta vs composta con lodo y composta vs composta con bagazo) con dos repeticiones se efectuaron 630 análisis de variancia.

TABLA 7.2.3 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.10035738	0.08403371	1.22856811	0.00128124	0.03242434	0.01086131	0.00564294
	0.00090734	0.00011824	1.06507437	0.01336653	0.0236729	0.04520058	0.00933457
	1.23E-05	0.02733431	2.89225887	0.00114016	0.00862244	0.00354057	0.01515931
	8.23E-06	0.47846789	3.86088685	0.01753603	0.07610432	0.04960395	0.03776498
	0.02383587	2.3376718	5.79047807	0.20281553	0.09010016	0.32775597	0.03550598
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	1.13425127	0.30770719	0.13933353	0.33556943	0.12827436	0.06271237	1.37532395
	0.00223181	0.35235891	0.35235891	0.45266422	0.01228035	0.68712517	0.74993197
	0.05607201	0.01874133	0.36666308	0.00565383	0.0011112	0.81045663	0.00765453
	0.00135449	0.06942916	0.69628302	0.14268953	0.02577148	1.76960588	0.08968206
	0.05291477	0.27493547	0.81067784	0.07264966	0.01134174	1.25597371	0.05783305
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.01887157	0.00035964	0.12585947	0.82719793	1.63878781	0.53250741	0.51200687
	0.00071647	0.07705054	0.5770136	0.21269642	0.01846484	0.00054522	0.10077169
	1.60E-05	0.17955989	1.61830075	0.04284132	0.00810725	0.00124956	0.01527964
	0.03627887	0.07472501	2.52540948	0.42973251	0.00272899	0.19393178	0.05355434
	0.05005687	0.01290834	1.65500541	0.25341293	0.01155564	0.15398463	0.02502309
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.60925046	0.12937823	0.00556155	0.05918557	0.32516465	0.45753276	0.10088836
	0.15504224	0.7067124	0.2521449	0.00623916	0.09907742	1.02234436	0.0299919
	0.07002925	0.33044276	1.83E-01	0.05788019	0.00354881	1.13929028	0.00666701
	0.00114125	0.56221678	0.19996527	0.07885779	0.00081247	1.36761808	0.02541179
	0.04105769	0.45667246	0.04041784	0.10016532	0.01213601	0.66465395	0.06675464
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
	0.05167426	0.15037387	0.17183031	0.01144343	0.04577374	0.52139145	0.15037387
	0.00099849	0.04892603	0.00024962	0.01678462	0.00255614	0.10799672	0.04218622
	0.04955479	0.05727228	0.00742249	0.05276213	0.05727228	0.15216672	0.05368749
	0.01695421	0.47367988	0.02214427	0.02050079	0.02452043	0.05533255	0.02059079
	0.00432503	0.49308337	0.03976691	0.00016202	0.00378497	0.00328091	0.01843428

TABLA 7.2.4 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.33886635	0.03863432	0.57407492	0.0101187	0.10756646	0.00065317	7.18E-05
	0.19021011	0.00030308	0.61126657	0.01727702	9.72E-05	0.05132248	0.00272771
	0.53265302	0.02425862	1.94255746	0.00197919	0.00115877	0.02902867	0.10551057
	0.07011771	0.68786431	1.36107637	0.11545558	0.02665249	0.07963655	0.00118647
	0.10107425	2.05461682	1.85598591	0.10656211	0.03373493	0.05777985	0.0006471
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.07987375	0.2929928	0.00727009	0.00112434	0.00602185	0.41078284	0.03006888
	0.29253577	0.32701516	0.17798944	0.0063345	0.00354431	0.09235756	0.08113503
	0.5601603	1.05567498	0.34109481	0.54820418	0.07875205	0.21953034	0.39877447
	0.15608506	0.41902158	0.21703972	0.59642812	0.07258185	0.85882598	0.73261521
	0.03607867	0.07737582	0.14110079	0.01093893	0.09625752	0.28837212	0.1522911
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.12168456	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.00761376	0.85641717	0.22429399
	0.05041797	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.00471314	1.54727986	0.64825325
	0.10805059	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.52982375	0.27057598	0.13332541
	0.04145508	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.74903174	0.00202009	0.33525621
	0.14605755	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.22040999	0.25133424	0.1538231
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.0168582	0.00921239	0.1679128	0.0034572	0.06212495	0.27716074	0.00244298
	0.07019622	0.36678677	0.07092251	0.05815718	0.00879538	0.95547273	0.03236816
	0.14193804	3.55860337	8.62E-05	0.43119383	0.30089375	0.73000585	0.1830297
	0.15966588	8.49865754	0.0131958	0.59126031	0.76564848	0.56696778	1.05773502
	0.09519682	3.16463355	0.00375499	0.07158486	0.10289245	0.47581555	0.17130897
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
	1.00770785	0.04417325	0.05606414	0.03369794	0.06937061	0.70230579	0.00204552
	1.00073915	0.00110416	0.01460042	0.00295658	0.0237348	0.16141672	0.01182634
	2.00016662	0.14711584	0.00285975	0.00048966	0.09257648	0.04896607	0.06664827
	3.00373302	0.30743174	0.02103824	0.00800958	0.02283682	0.00729	0.1440867
	3.00232452	0.10347351	0.01921382	0.00925027	0.02368836	0.07727274	0.07727274

TABLA 7.2.5 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	1.54779716	0.09688196	1.59863682	0.03464178	0.49477149	0.02190575	0.01584562
	0.22058125	0.01520594	0.87088128	0.00076103	0.02268445	0.0199829	0.00124994
	0.49157694	0.031097	1.98433698	0.00023237	0.00181184	0.06898025	0.04458952
	0.06696347	0.53377911	1.67589341	0.16600815	3.04E-08	0.02616466	0.02112738
	0.19768407	1.57343006	2.73001003	0.36868049	0.00079616	0.12897249	0.00967012
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.73934018	0.06703241	0.07780618	0.07394407	0.01180927	0.00235965	0.6444226
	0.27357561	0.04365323	0.11403328	0.06083142	0.01163224	0.01716413	0.45681095
	0.1446258	0.67669449	0.22935183	0.56009879	0.04380088	0.27206096	0.44408301
	0.23102828	1.34705137	0.47684163	0.14700545	0.22930996	0.43406992	0.33853185
	0.00156414	0.30177813	0.1300059	0.00883694	0.07996738	0.19709353	0.07255676
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.00111391	0.0142628	0.31533625	0.48869895	0.25548333	0.52972341	0.5177921
	0.05397568	0.1333141	0.74866977	0.23132181	0.02570242	1.26821762	2.14027145
	0.13789434	0.06822422	0.32776155	0.00063381	0.8293413	0.19904276	0.29403007
	0.12533334	0.00213321	0.34714441	0.14836461	0.74109857	0.02895291	0.92673544
	0.12533334	0.00213321	0.34714441	0.14836461	0.74109857	0.02895291	0.92673544
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.87933557	0.11347067	0.07828878	0.09424435	0.16704901	0.5805798	0.08968007
	0.259041	0.18682148	0.20347218	0.01866227	0.02528375	0.8188922	0.00142135
	0.00020873	0.7990725	3.40E-03	0.35687898	0.13957787	0.48536907	0.03158955
	0.06259669	1.55026636	0.00092266	0.52144602	0.19032351	0.46100075	0.19860593
	0.2995769	2.72034153	0.04321153	0.07237159	0.17251019	0.7495744	0.05432713
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	1.07794065	0.01687785	0.00477531	0.01045983	0.0093596	0.30257111	0.07488446
	1.00350487	0.02625252	0.03044671	0.03379624	0.01189325	0.04489337	0.00816508
	2.02147925	0.04151482	0.04591274	0.03065242	0.01168642	0.00140374	0.00646869
	3.03170263	0.13520737	0.03660678	0.0053321	0.00074798	0.00244454	0.06058371
	3.0024782	0.06609142	0.05746032	0.00211543	0.00221615	0.00164696	0.00164696

TABLA 7.2.6 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.6058	0.2631	0.6566	0.011	0.7276	0.0164	0.1341
	0.1188	0.0809	0.1488	0.04771	0.1897	0.0943	0.052
	5.57E-01	0.2288	0.3371	0.0265	0.219	0.3834	0.233
	1.34E-01	1.3795	0.00041	0.299	0.01114	0.0194	0.0049
	0.1282	1.8955	0.0393	0.05948	0.0067	0	0
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.503	0.0125	3.46	2.728	3.057	0.7961	1.1566
	0.4168	0.0253	0.9075	2.678	0.2704	0.1248	0.90908
	0.1425	0.0131	0.6645	0.5345	0.0623	0.0421	0.5989
	0.3257	0.01735	0.9162	0.201	0.3801	0.2392	0.5565
	0.0056	0.0377	0.1454	0.0628	0.2077	0.1016	0.0019
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.0822	2.0517	6.161	11.3652	6.975	26.361	7.9944
	0.0729	0.1642	0.2096	0.0605	1.97E-05	0.1525	0.2967
	9.57E-01	0.4491	0.0368	0.0482	0.9561	0.907	0.3241
	0.052	0.2191	2.57E-05	0.0518	0.8699	0.4057	0.0353
	1.811	0.1002	0.0275	1.3325	0.1392	1.6543	1.4926
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.0263	0.008	0.0046	0.1933	0.0042	0.0637	0.1291
	0.0952	0.084	0.2748	0.5101	0.04044	0.2508	0.1911
	0.0651	0.042	1.36E+00	0.0591	0.0973	0.6209	0.003
	0.0109	0.0243	0.9424	0.0192	0.012	0.3297	0.000319
	0.0065	0.1213	0.3193	0.0639	0.053	0.2372	0.038
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
	0.0015	0.0138	0.0074	0.0593	0.000555	0.0756	0.0074
	0.0462	0.1066	0.0609	0.1119	0.0124	0.0365	0.0076
	0.0044	0.4579	0.3176	0.0034	0.8976	0.0811	0.0675
	0.0022	2.059	0.0132	0.1649	0.0314	0.0233	0
	0.0304	1.1835	0.0716	0.00054	0.0284	0.0021	0.021

TABLA 7.2.7 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	1.3434	0.3219	0.4251	0.4193	0.2368	0.01	1.02E-02
	0.1906	0.1182	0.0719	0.0071	7.00E-04	0.7942	4.10E-05
	0.0863	0.6717	0.0334	3.18E-05	0.0017	0.921	8.50E-05
	0.0248	2.2541	0.0381	0.1628	0.3413	0.6622	0.1038
	0.2304	3.9649	0.0745	0.107	0.0027	0.0018	0.1042
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.2959	1.2615	1.751	0.0676	0.6862	2.1026	0.0998
	0.4044	0.0045	0.2444	0.0071	0.4527	0.0161	0.0416
	0.03	0.0431	0.3985	0.4581	0.1969	0.103	0.000271
	0.1512	0.000761	0.3109	0.2365	0.2018	5.98E-05	0.1194
	0.03607867	0.07737582	0.14110079	0.01093893	0.09625752	0.28837212	0.1522911
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.1037	0.0033	0.3527	0.0723	0.0099	4.711	1.068
	0.0066	0.0899	0.00058	0.3679	0.0642	1.8029	0.0385
	0.1336	0.2338	0.0137	0.1992	0.6549	0.3333	0.0252
	0.1842	0.6144	0.1159	0.373	0.4789	0.0013	0.0406
	0.071	0.2625	0.1069	0.004	0.1213	0.006	0.0307
	POROSIDAD			F0/F1%			
	1.49E-01	0.841	0.001	0.00055	0.03839	2.4942	0.036
	0.104	0.2218	0.1245	0.2712	0.0235	0.9304	0.00145
	0.005489	0.7891	4.41E-01	0.1846	0.0445	0.1821	0.1897
	0.0722	0.4982	0.2702	0.1689	0.116	0.006	0.2639
	0.0853	0.5196	0.053	0.0833	0.1006	0.0023	0.2919
	TAMAÑO EFECTIVO			F0/F1%			
	2.0341	0.2322	0.0169	0.0412	0.046	0.0544	0.002
	3.00263	0.1847	0.0479	0.1105	6.57E-03	0.0142	0.0573
	1.00533	0.7443	0.159	0.0245	0.5097	0.1074	0.3321
	2.0027	0.8257	0.1029	0.0889	0.00072	0.0698	0.1198
	2.0143	0.5253	0.1891	0.0588	0.0035	0.042	0.084

TABLA 7.2.8 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN.

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	2.9088	0.0361	0.04	0.0699	0.0124	0.0568	0.0007
	0.267	0.0977	0.039	0.0615	0.0606	0.1121	0.0663
	0.8393	0.2382	0.1739	0.0292	0.0923	0.3965	0.2425
	0.2941	1.4234	0.0407	0.3294	6.00E-03	0.0296	0.0107
	0.2793	1.6031	0.1458	0.5611	0.00058	0.006	0.0351
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.9541	0.0042	0.1245	0.6675	0.3406	0.314	0.8362
	0.1746	0.0784	1.3723	2.2667	0.5495	0.2477	1.145
	0.0884	0.048	0.5726	0.5834	0.066	0.004	0.3207
	0.1674	0.1278	0.841	0.3999	0.3861	0.0329	0.1658
	0.0121	0.0108	0.167	0.1088	0.2317	0.0509	0.0163
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	1.262	0.0068	0.622	0.69	0.6391	9.6483	17.909
	0.0143	0.00076	0.0493	1.3171	0.3472	0.7782	1.3291
	0.38	0.1763	0.0053	0.1312	1.8572	0.4976	0.19
	0.2459	0.0281	0.0351	0.0037	1.171	0.1082	0.0098
	0.0031	0.2939	0.0605	0.0026	0.2667	0.0021	0.0553
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.1981	0.00028	0.00071	0.2849	0.0124	0.185	0.2935
	0.2471	0.0345	1.0105	0.021	0.0018	0.1781	0.1386
	3.19E-07	0.2072	4.90E-01	0.2332	0.1424	0.06595	0.0728
	0.0157	0.1875	0.2312	0.1762	0.1183	0.0021	0.1434
	0.0223	0.2326	0.1687	0.1607	0.0924	0.0015	0.0833
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	3.0536	0.1	0.0255	0.177	0.0449	0.0321	0.000521
	3.00021	0.0029	0.121	0.004	0.0086	0.0006	0.135
	2.000973	0.0359	0.0192	0.0325	0.0108	0.1084	0.002
	2.00003	0.7166	0.0021	0.0112	0.0675	0.2358	0.0219
	2.0609	0.824	0.000162	0.00034	0.000979	0.0142	0.004

TABLA 7.2.9 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN.

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.46646958	0.04342918	0.03127594	0.0257189	0.04328452	0.00496828	0.03246191
	0.35145637	0.04594921	0.01369303	0.0045398	0.04691281	0.05660125	0.00600851
	0.90067098	0.07617109	0.00542492	5.10E-06	0.09653551	0.17822787	0.1116389
	0.36423363	0.83172471	0.48694906	0.12589892	1.67E-02	0.01692641	0.01570175
	0.31973923	1.14695519	0.29687536	0.2308121	0.00010946	0.02796537	0.24539641
	DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
	0.83259563	0.15104358	3.18928888	1.22420147	0.62348022	0.02302071	0.61186025
	0.27965705	0.00306131	3.87855011	2.28979822	0.51447822	0.03187428	1.57629832
	0.00114298	5.63E-05	0.62779886	0.5650009	0.30116235	0.09312849	0.41906718
	0.06843997	0.0027241	1.24320645	0.07548168	0.79492276	0.30346609	0.78383184
	0.0060131	0.00069262	0.58719293	0.01383657	0.20500085	0.00928717	0.10353385
	DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
	0.00424849	0.57007895	0.78517533	4.0714118	3.32438545	4.90344411	8.7276395
	0.10877106	0.0294917	0.00562951	0.11884411	0.00033117	0.02452863	0.21700889
	0.65868526	0.53872139	0.07151402	0.05591274	2.05824287	1.1940702	0.44823956
	0.34095254	0.16716428	0.26494159	0.00843665	1.13917896	0.3333373	0.00272361
	1.06953328	0.00711322	0.58823076	1.28306145	0.33526262	0.6814398	1.2032171
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.1217494	0.02857708	0.7212644	0.1695633	0.02325094	0.21611415	0.11719842
	0.2189811	0.06016273	0.42882779	0.30746504	0.11466936	0.27494477	0.03531052
	0.14866552	0.00442546	8.05E-01	0.10691353	0.00016994	0.45171254	0.01731067
	0.00561236	4.36E-05	0.46423	0.02337177	0.00487713	0.16841523	0.07273571
	0.12037962	0.08219077	0.41031519	0.1109787	0.00038522	0.18719499	0.15520127
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.00014308	0.0847191	0.14958191	0.13749962	1.56E-05	0.01158946	0.00128772
	3.98E-06	0.031579	0.375746	0.0770279	0.0111987	0.00175815	0.0212453
	0.02862047	0.41936369	0.71021966	0.21264503	0.3053296	0.05389135	0.16741433
	0.05315692	0.97654706	1.019093	0.1280194	0.0435521	0.02441367	0.01045056
	0.00140241	0.454381	1.5395611	0.02791544	0.00186711	0.1275944	2.55E-34

TABLA 7.2.10 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN.

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	AB	AC	BC	ABC			
	0.2659	0.5815	0.0990	0.0151	0.0008	0.0491	0.1023
	0.1406	0.0005	0.0615	0.0005	0.0005	0.2419	0.0032
	0.0402	0.3170	0.2965	0.0191	0.0020	0.4891	0.0201
	0.0596	1.0592	1.0997	0.2658	0.1987	0.1606	0.0218
	0.1547	2.7355	0.6180	0.2812	0.0220	0.1065	0.0171
	DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
	AB	AC	BC	ABC			
	0.7021	5.8206	5.8212	0.4975	0.3964	0.7378	0.0067
	0.8787	1.9897	7.5118	0.0006	0.7410	0.8454	0.5539
	0.5289	0.0504	0.3704	0.0489	0.3810	0.0006	0.0057
	0.2314	0.5812	1.1709	0.4108	0.0390	0.2283	1.0343
	0.8746	0.1490	1.5836	0.0385	0.0117	0.1343	0.3898
	DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
	AB	AC	BC	ABC			
	0.0293	0.1058	0.7403	0.1475	0.0403	2.4097	0.5092
	0.0472	0.1967	0.2063	0.1007	0.0123	1.3606	0.2206
	0.4247	0.2288	0.1026	0.1715	0.2795	0.3278	0.0377
	0.5127	0.7123	0.3616	0.1667	0.1754	0.0078	0.1711
	0.1657	0.2784	0.1322	0.0116	0.0426	0.0037	0.0000
	POROSIDAD			F0/F1%			
	AB	AC	BC	ABC			
	0.1975	0.3027	0.0846	0.0114	0.0581	0.6101	0.0271
	0.0396	0.0333	0.6282	0.0597	0.0200	0.2867	0.0241
	0.0018	0.8087	0.9766	0.0183	0.0965	0.0001	2.4673
	0.3169	0.1894	0.1308	0.1039	0.8710	1.2236	3.7952
	0.2578	0.0734	0.4629	0.1392	0.0680	0.3336	0.4522
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	AB	AC	BC	ABC			
	3.0297	0.1717	0.2801	0.0487	0.0514	0.0896	0.0040
	3.0033	0.2007	0.4139	0.0013	0.0146	0.0049	0.0016
	2.0659	0.6572	0.8423	0.0483	0.1433	0.1636	0.3640
	1.0038	0.2833	0.6098	0.1215	0.0003	0.0106	0.9825
	2.0020	0.2537	0.5359	0.0750	0.0181	0.0042	0.0595

TABLA 7.2.11 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN.

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	AB	AC	BC	AB	AC	BC	BC
	1.3555	0.1108	0.0091	0.0114	0.0077	0.0014	0.0946
	0.4446	0.0276	0.0040	0.0017	0.0005	0.0346	0.0025
	1.0126	0.1796	0.0173	0.0159	0.0408	0.3181	0.1977
	0.4236	1.0068	0.5445	0.2393	0.0454	0.0017	0.0021
	0.4714	1.6105	0.4434	0.4564	0.0116	0.0006	0.0931
	DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
	2.9038	0.6504	2.0436	2.6898	0.0743	0.0320	0.3061
	0.3362	0.0496	4.0844	1.6771	0.5148	0.2173	2.5197
	0.0205	0.0234	0.4558	0.3588	0.1886	0.2005	0.6189
	0.1851	0.0337	0.8188	0.0010	0.4736	0.5904	1.1941
	0.0098	0.0459	0.3519	0.1276	0.0770	0.1137	0.3159
	DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
	0.0000	0.0718	0.2720	0.4010	0.5720	0.8519	1.8550
	0.0007	0.0047	0.0683	0.8600	0.2321	0.6647	1.7678
	0.7751	0.2688	0.0234	0.1688	1.6151	0.6869	0.2087
	0.7153	0.2074	0.1360	0.0110	0.9595	0.4117	0.0037
	0.0456	0.2993	0.1674	0.0256	0.0513	0.0030	0.0008
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.8604	0.0946	0.2825	0.3019	0.2167	0.4599	0.3092
	0.1922	0.0415	0.4063	0.0002	0.0007	0.1789	0.0475
	0.1096	0.0153	0.4479	0.1297	0.0247	0.0155	0.3783
	0.1989	0.0659	0.2342	0.0080	0.0593	0.0972	1.1740
	0.2479	0.1788	0.3187	0.0653	0.0132	0.0797	1.4096
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	2.0356	0.0922	0.3059	0.1352	0.0606	0.0332	0.0045
	3.0054	0.0359	0.4328	0.1031	0.0011	0.0111	0.0202
	2.0001	0.1393	0.1762	0.0223	0.0068	0.3043	0.0052
	2.0124	0.1037	0.4834	0.0152	0.0167	0.0013	0.0505
	3.0257	0.2709	0.2589	0.0124	0.0140	0.0726	0.0003

TABLA 7.2.12 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DE MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.10035738	0.0093596	1.30257111	0.07488446	0.03242434	0.01086131	0.00564294
	0.00090734	0.01189325	2.04489337	0.00816508	0.0236729	0.04520058	0.00933457
	1.23E-05	0.01188642	1.00140874	0.00646869	0.00862244	0.00354057	0.01515931
	8.23E-06	0.00074795	2.03244454	0.06058371	0.07610432	0.04960395	0.03776498
	0.02383587	0.00221615	2.00164696	0.00164696	0.09010016	0.32775597	0.03550598
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.0093596	0.30257111	0.07488446	0.33556943	0.0093596	0.30257111	0.07488446
	0.01189325	0.04489337	0.00816508	0.45266422	0.01189325	0.04489337	0.00816508
	0.01188642	0.00140874	0.00646869	0.00565383	0.01188642	0.00140874	0.00646869
	0.00074795	0.03244454	0.06058371	0.14268953	0.00074795	0.03244454	0.06058371
	0.00221615	0.00164696	0.00164696	0.07264966	0.00221615	0.00164696	0.00164696
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.01887157	0.0093596	0.30257111	0.07488446	1.63878781	0.53250741	0.51200687
	0.00071647	0.01189325	0.04489337	0.00816508	0.01846484	0.00054522	0.10077169
	1.60E-05	0.01188642	0.00140874	0.00646869	0.00810725	0.00124956	0.01527964
	0.03627887	0.00074795	0.03244454	0.06058371	0.00272899	0.19393178	0.05355434
	0.05005687	0.00221615	0.00164696	0.00164696	0.01155564	0.15398463	0.02502309
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.60925046	0.12937823	0.00556155	0.0093596	0.30257111	0.07488446	0.10088836
	0.15504224	0.7067124	0.2521449	0.01189325	0.04489337	0.00816508	0.0299919
	0.07002925	0.33044276	1.83E-01	0.01188642	0.00140874	0.00646869	0.00666701
	0.00114125	0.56221678	0.19996527	0.00074795	0.03244454	0.06058371	0.02541179
	0.04105769	0.45667246	0.04041784	0.00221615	0.00164696	0.00164696	0.06675464
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
	0.05167426	0.15037387	0.17183031	0.01144343	0.04577374	0.52139145	0.15037387
	0.00093343	0.04892603	0.0024962	0.01678462	0.00255614	0.10799672	0.04218622
	0.04333479	0.03727228	0.00742249	0.05276213	0.05727223	0.15216672	0.03586749
	0.01695421	0.47367988	0.02214427	0.02059079	0.02458043	0.05593265	0.02059079
	0.00432503	0.49308537	0.03976691	0.00016202	0.00378497	0.00328091	0.01843428

TABLA 7.2.13 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DE MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.33886635	0.0093596	2.30257111	0.07488446	0.10756646	0.00065317	7.18E-05
	0.19021011	0.01189325	2.04489337	0.00816508	9.72E-05	0.05132248	0.00272771
	0.53265302	0.01188642	2.00140874	0.00646869	0.00115877	0.02902867	0.10551057
	0.07011771	0.00074795	1.03244454	0.06058371	0.02665249	0.07963655	0.00118647
	0.10107425	0.00221615	2.00164696	0.00164696	0.03373493	0.05777985	0.0006471
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.07987375	0.0093596	0.30257111	0.07488446	0.00602185	0.41078284	0.03006888
	0.29253577	0.01189325	0.04489337	0.00816508	0.00354431	0.09235756	0.08113503
	0.5601603	0.01188642	0.00140874	0.00646869	0.07875205	0.21953034	0.39877447
	0.15608506	0.00074795	0.03244454	0.06058371	0.07258185	0.85882598	0.73261521
	0.03607867	0.00221615	0.00164696	0.00164696	0.09625752	0.28837212	0.1522911
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.12168456	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.00761376	0.85641717	0.22429399
	0.05041797	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.00471314	1.54727986	0.64825325
	0.10805059	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.52982375	0.27057598	0.13332541
	0.04145508	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.74903174	0.00202009	0.33525621
	0.14605755	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.22040999	0.25133424	0.1538231
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.0168582	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.06212495	0.27716074	0.00244298
	0.07019622	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.00879538	0.95547273	0.03236816
	0.14193804	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.30089375	0.73000585	0.1830297
	0.15966588	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.76564848	0.56696778	1.05773502
	0.09519682	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.10289245	0.47581555	0.17130897
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.03369794	0.06937061	0.70230579	0.00204552
	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.00295658	0.0237348	0.16141672	0.01182634
	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.00048966	0.09257346	0.04836607	0.06664827
	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.00000533	0.00250332	0.00729	0.1410867
	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.00025027	0.03268858	0.07727274	0.07727274

TABLA 7.2.14 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + TEZONTLE (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.20856542	0.00109145	2.11185833	0.03464178	0.49477149	0.02190575	0.01584562
	0.0376288	0.39255557	2.01046681	0.00076103	0.02268445	0.0199829	0.00124994
	0.18994193	0.18060962	1.03215435	0.00023237	0.00181184	0.06898025	0.04458952
	0.4449506	0.31553965	1.03823564	0.16600815	3.04E-08	0.02616466	0.02112738
	0.04827218	0.04827218	2.00040324	0.36868049	0.00079616	0.12897249	0.00967012
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.73934018	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.01180927	0.00235965	0.6444226
	0.27357561	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.01163224	0.01716413	0.45681095
	0.1446258	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.04380088	0.27206096	0.44408301
	0.23102828	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.22930996	0.43406992	0.33853185
	0.00156414	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.07996738	0.19709353	0.07255676
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.00111391	0.0142628	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.05397568	0.1333141	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.13789434	0.06822422	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.87933557	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.16704901	0.5805798	0.08968007
	0.259041	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.02528375	0.8188922	0.00142135
	0.00020873	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.13957787	0.48536907	0.03158955
	0.06259669	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.19032351	0.46100075	0.19860593
	0.2995769	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.17251019	0.7495744	0.05432713
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.01045983	0.0093596	0.30257111	0.07488446
	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.03379624	0.01189325	0.04469337	0.00816508
	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.03865242	0.01182742	0.00140574	0.00676369
	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.00039221	0.00074795	0.03244454	0.06058371
	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.00211543	0.00221615	0.00164696	0.00164696

TABLA 7.2.15 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
				AB	AC		
0-20 cm	0.6058	0.20856542	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
0-20 cm	0.1188	0.0376288	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
0-30 cm	5.57E-01	0.18994193	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
0-30 cm	1.34E-01	0.4449506	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
0-40 cm	0.1282	0.04827218	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
				AB	AC		
0-20 cm	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.00109145	0.11185833	0.7961	1.1566
0-20 cm	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.39255557	0.01046681	0.1248	0.90908
0-30 cm	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.18060962	0.03215435	0.0421	0.5989
0-30 cm	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.31553965	0.03823564	0.2392	0.5565
0-40 cm	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.04827218	0.00040324	0.1016	0.0019
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
				AB	AC		
0-20 cm	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.00109145	0.11185833
0-20 cm	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.39255557	0.01046681
0-30 cm	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.18060962	0.03215435
0-30 cm	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.31553965	0.03823564
0-40 cm	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.04827218	0.00040324
	POROSIDAD			F0/F1%			
				AB	AC		
0-20 cm	0.0263	0.008	0.0046	0.1933	0.0042	0.0637	0.1291
0-20 cm	0.0952	0.084	0.2748	0.5101	0.04044	0.2508	0.1911
0-30 cm	0.0651	0.042	1.36E+00	0.0591	0.0973	0.6209	0.003
0-30 cm	0.0109	0.0243	0.9424	0.0192	0.012	0.3297	0.000319
0-40 cm	0.0065	0.1213	0.3193	0.0639	0.053	0.2372	0.038
	TAMANA EFECTIVO			F0/F1%			
				AB	AC		
0-20 cm	0.0015	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.0074
0-20 cm	0.0462	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.0076
0-30 cm	0.0044	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.0975
0-30 cm	0.0023	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0
0-40 cm	0.0304	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.021

TABLA 7.2.16 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.01	1.02E-02
	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.7942	4.10E-05
	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.921	8.50E-05
	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.6622	0.1038
	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.0018	0.1042
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.2959	1.2615	1.751	0.0676	0.6862	2.1026	0.0998
	0.4044	0.0045	0.2444	0.0071	0.4527	0.0161	0.0416
	0.03	0.0431	0.3985	0.4581	0.1969	0.103	0.000271
	0.1512	0.000761	0.3109	0.2365	0.2018	5.98E-05	0.1194
	0.03607867	0.07737582	0.14110079	0.01093893	0.09625752	0.28837212	0.1522911
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	0.1037	0.0033	0.3527	0.0723	0.0099	4.711	1.068
	0.0066	0.0899	0.00058	0.3679	0.0642	1.8029	0.0385
	0.1336	0.2338	0.0137	0.1992	0.6549	0.3333	0.0252
	0.1842	0.6144	0.1159	0.373	0.4789	0.0013	0.0406
	0.071	0.2625	0.1069	0.004	0.1213	0.006	0.0307
	POROSIDAD			F0/F1%			
	1.49E-01	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.036
	0.104	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.00145
	0.005489	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.1897
	0.0722	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.2639
	0.0853	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.2919
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.2035584	0.00109145	0.11185833	0.0412	0.046	0.0544	0.002
	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.1105	6.57E-05	0.7042	0.0673
	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.0345	0.5097	0.1274	0.4381
	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.0889	0.00072	0.0698	0.1198
	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.0588	0.0035	0.042	0.084

TABLA 7.2.17 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + LODO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.0568	0.0007
	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.1121	0.0663
	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.3965	0.2425
	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.0296	0.0107
	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.006	0.0351
	DENSIDAD REAL			F0/F1%			
	0.00111391	0.0142628	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.05397568	0.1333141	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.13789434	0.06822422	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	DENSIDAD APARENTE			F0/F1%			
	1.262	0.0068	0.622	0.69	0.6391	9.6483	17.909
	0.0143	0.00076	0.0493	1.3171	0.3472	0.7782	1.3291
	0.38	0.1763	0.0053	0.1312	1.8572	0.4976	0.19
	0.2459	0.0281	0.0351	0.0037	1.171	0.1082	0.0098
	0.0031	0.2939	0.0605	0.0026	0.2667	0.0021	0.0553
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.1981	0.00028	0.00071	0.2849	0.0124	0.185	0.2935
	0.2471	0.0345	1.0105	0.021	0.0018	0.1781	0.1386
	3.19E-07	0.2072	4.90E-01	0.2332	0.1424	0.06595	0.0728
	0.0157	0.1875	0.2312	0.1762	0.1183	0.0021	0.1434
	0.0223	0.2326	0.1687	0.1607	0.0924	0.0015	0.0833
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.177	0.0449	0.0321	0.000521
	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.004	0.0086	0.0006	0.135
	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.0325	0.0108	0.108	0.002
	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.0412	0.0676	0.2358	0.0249
	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.00084	0.000979	0.0142	0.004

TABLA 7.2.18 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 40 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO.

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.46646958	0.04342918	0.03127594	0.0257189	0.04328452	0.00496828	0.03246191
	0.35145637	0.04594921	0.01369303	0.0045398	0.04691281	0.05660125	0.00600851
	0.90067098	0.07617109	0.00542492	5.10E-06	0.09653551	0.17822787	0.1116389
	0.36423363	0.83172471	0.48694906	0.12589892	1.67E-02	0.01692641	0.01570175
	0.31973923	1.14695519	0.29687536	0.2308121	0.00010946	0.02796537	0.24539641
	DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
	0.83259563	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.62348022	0.02302071	0.61186025
	0.27965705	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.51447822	0.03187428	1.57629832
	0.00114298	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.30116235	0.09312849	0.41906718
	0.06843997	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.79492276	0.30346609	0.78383184
	0.0060131	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.20500085	0.00928717	0.10353385
	DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
	0.00424849	0.57007895	0.20856542	0.00109145	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.10877106	0.0294917	0.0376288	0.39255557	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.65868526	0.53872139	0.18994193	0.18060962	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.34095254	0.16716428	0.4449506	0.31553965	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	1.06953328	0.00711322	0.04827218	0.04827218	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.1217494	0.02857708	0.7212644	0.1695633	0.02325094	0.21611415	0.11719842
	0.2189811	0.06016273	0.42882779	0.30746504	0.11466936	0.27494477	0.03531052
	0.14866552	0.00442546	8.05E-01	0.10691353	0.00016994	0.45171254	0.01731067
	0.00561236	4.36E-05	0.46423	0.02337177	0.00487713	0.16841523	0.07273571
	0.12037962	0.08219077	0.41031519	0.1109787	0.00038522	0.18719499	0.15520127
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.00111391	0.0142628	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.0391538	0.1333141	0.1333141	0.74666977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.13789434	0.06822422	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324

TABLA 7.2.19 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 40 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

HUMEDAD			F0/F1%			
			AB	AC	BC	BC
0.2659	0.5815	0.0990	0.0151	0.0008	0.0491	0.1023
0.1406	0.0005	0.0615	0.0005	0.0005	0.2419	0.0032
0.0402	0.3170	0.2965	0.0191	0.0020	0.4891	0.0201
0.0596	1.0592	1.0997	0.2658	0.1987	0.1606	0.0218
0.1547	2.7355	0.6180	0.2812	0.0220	0.1065	0.0171
DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
			AB	AC	BC	BC
0.7021	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.3964	0.7378	0.0067
0.8787	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.7410	0.8454	0.5539
0.5289	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.3810	0.0006	0.0057
0.2314	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.0390	0.2283	1.0343
0.8746	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.0117	0.1343	0.3898
DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
			AB	AC	BC	BC
0.0293	0.1058	0.7403	0.1475	0.0403	2.4097	0.5092
0.0472	0.1967	0.2063	0.1007	0.0123	1.3606	0.2206
0.4247	0.2288	0.1026	0.1715	0.2795	0.3278	0.0377
0.5127	0.7123	0.3616	0.1667	0.1754	0.0078	0.1711
0.1657	0.2784	0.1322	0.0116	0.0426	0.0037	0.0000
POROSIDAD			F0/F1%			
			AB	AC	BC	BC
0.00111391	0.0142628	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
0.05397568	0.1333141	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
0.13789434	0.06822422	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
			AB	AC	BC	BC
0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.0487	0.0514	0.0896	0.0040
0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.0013	0.0146	0.0049	0.0016
0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.0133	0.1433	0.1003	0.0340
0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.1215	0.0003	0.0106	0.0825
0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.0750	0.0181	0.0042	0.0595

TABLA 7.2.20 RELACIÓN DE DISTRIBUCIÓN F CON UNA SIGNIFICANCIA DEL 99% PARA EXPERIMENTOS CON COMPOSTA vs COMPOSTA + BAGAZO (75, 25%) CON FLUJOS DE AIRE DE 10 Y 70 L/MIN BAJO MEZCLADO DEL MEDIO

A: Flujo de aire, l/min

B: Adición de agua al medio filtrante (hay o no hay)

C: Composición del medio filtrante (de 75% a 100% composta)

	HUMEDAD			F0/F1%			
	0.31533625	0.20856542	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.0946
	0.74866977	0.0376288	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.0025
	0.32776155	0.18994193	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.1977
	0.34714441	0.4449506	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.0021
	0.34714441	0.04827218	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.0931
	DENSIDAD REAL (g/ml)			F0/F1%			
	0.00111391	0.0142628	0.0142628	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.05397568	0.1333141	0.1333141	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.13789434	0.06822422	0.06822422	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.12533334	0.00213321	0.00213321	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	DENSIDAD APARENTE (g/ml)			F0/F1%			
	0.0000	0.31533625	0.20856542	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.0007	0.74866977	0.0376288	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.7751	0.32776155	0.18994193	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.7153	0.34714441	0.4449506	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.0456	0.34714441	0.04827218	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324
	POROSIDAD			F0/F1%			
	0.8604	0.0946	0.2825	0.3019	0.2167	0.4599	0.3092
	0.1922	0.0415	0.4063	0.0002	0.0007	0.1789	0.0475
	0.1096	0.0153	0.4479	0.1297	0.0247	0.0155	0.3783
	0.1989	0.0659	0.2342	0.0080	0.0593	0.0972	1.1740
	0.2479	0.1788	0.3187	0.0653	0.0132	0.0797	1.4096
	TAMANO EFECTIVO			F0/F1%			
	0.20856542	0.00109145	0.11185833	0.31533625	0.20856542	0.00109145	0.11185833
	0.0376288	0.39255557	0.01046681	0.74866977	0.0376288	0.39255557	0.01046681
	0.18994193	0.18060962	0.03215435	0.32776155	0.18994193	0.18060962	0.03215435
	0.4449506	0.31553965	0.03823564	0.34714441	0.4449506	0.31553965	0.03823564
	0.04827218	0.04827218	0.00040324	0.34714441	0.04827218	0.04827218	0.00040324

TABLA 7.2.21 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON AIRE HÚMEDO

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	52.36	54.33	54.29	54.37	54.1
Densidad real (g/ml)	0.98	0.99	1.03	0.99	1.01
Densidad aparente (g/ml)	0.66	0.67	0.69	0.66	0.68
Porosidad (%)	32.10	32.09	32.50	33.21	32.31
Tamaño efectivo	1.25	1.30	1.25	1.25	1.30
Coefficiente de uniformidad	3.36	3.23	3.20	3.04	3.23
pH	7.30	7.25	7.20	7.20	7.50
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	360	350	325	320	370
Compactación del medio, cm	7.5				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	9.88	12.21	23.60	30.08	31.19
Densidad real (g/ml)	1.24	1.29	1.34	1.30	1.32
Densidad aparente (g/ml)	0.74	0.71	0.78	0.85	0.89
Porosidad (%)	39.7	40.2	41.6	38.5	31.9
Tamaño efectivo	0.7	1.3	1.3	1.4	1.4
Coefficiente de uniformidad					
pH	6.91	7.02	6.95	7.15	7.06
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	280	260	320	120	250
Compactación del medio, cm					
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	16.32	49.94	48.46	48.33	49.60
Densidad real (g/ml)	1.37	1.16	0.92	0.88	0.85
Densidad aparente (g/ml)	0.82	0.70	0.62	0.60	0.62
Porosidad (%)	40.1	39.5	32.7	31.9	27.2
Tamaño efectivo	0.35	0.65	0.7	0.7	0.7
Coefficiente de uniformidad	8.28	5.23	6.35	6.35	6.35
pH	7.5	7.35	7.3	7.4	7.22
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	350	345	330	340	325
Compactación del medio, cm	10				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	14.47	41.27	44.70	48.44	46.80
Densidad real (g/ml)	1.46	1.35	1.33	1.23	1.12
Densidad aparente (g/ml)	0.84	0.82	0.80	0.80	0.76
Porosidad (%)	42.3	38.9	39.6	34.9	32.2
Tamaño efectivo	0.45	0.59	0.59	1.2	1.4
Coefficiente de uniformidad	10.55	7.62	7.62	3.25	3.07
pH	7.40	7.36	7.58	7.20	7.80
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	360	375	355	330	380
Compactación del medio, cm	11				

TABLA 7.2.22 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	52.36	54.33	54.29	54.37	54.1
Densidad real (g/ml)	0.98	0.99	1.03	0.99	1.01
Densidad aparente (g/ml)	0.66	0.67	0.69	0.66	0.68
Porosidad (%)	32.10	32.09	32.50	33.21	32.31
Tamaño efectivo	1.25	1.30	1.25	1.25	1.30
Coefficiente de uniformidad	3.36	3.23	3.20	3.04	3.23
pH	7.30	7.25	7.20	7.20	7.50
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	360	350	325	320	370
Compactación del medio, cm	7.5				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	9.88	12.21	23.60	30.08	31.19
Densidad real (g/ml)	1.24	1.29	1.34	1.30	1.32
Densidad aparente (g/ml)	0.74	0.71	0.78	0.85	0.89
Porosidad (%)	39.7	40.2	41.6	38.5	31.9
Tamaño efectivo	0.7	1.3	1.3	1.4	1.4
Coefficiente de uniformidad					
pH	6.91	7.02	6.95	7.15	7.06
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	280	260	320	120	250
Compactación del medio, cm	7				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	6.95	15.12	27.16	30.82	32.51
Densidad real (g/ml)	1.21	1.22	1.24	1.23	1.24
Densidad aparente (g/ml)	0.63	0.76	0.71	0.82	0.77
Porosidad (%)	47.91	45.23	42.84	43.50	38.23
Tamaño efectivo	1.1	1.2	1.2	1.3	1.4
Coefficiente de uniformidad					
pH	7.4	7.23	7.25	7.15	7.35
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	320	260	120	260	280
Compactación del medio, cm	7				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	5.04	4.23	5.29	10.08	15.19
Densidad real (g/ml)	1.35	1.38	1.43	1.25	1.04
Densidad aparente (g/ml)	0.73	0.68	0.60	0.65	0.69
Porosidad (%)	45.8	47.2	57.7	40.2	33.6
Tamaño efectivo	0.8	1.3	1.3	1.3	1.4
Coefficiente de uniformidad					
pH	7.14	6.78	6.63	6.85	6.96
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	600	450	240	240	240
Compactación del medio, cm	7				

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

TABLA 7.2.23 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON LODO CON AIRE HÚMEDO

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	52.82	53.11	55.12	53.45	53.96
Densidad real (g/ml)	1.09	1.02	1.03	1.06	1.04
Densidad aparente (g/ml)	0.81	0.79	0.80	0.82	0.81
Porosidad (%)	25.7	22.1	22.5	22.8	22.1
Tamaño efectivo	0.68	0.68	0.75	0.68	0.65
Coefficiente de uniformidad	3.5	3.5	3.1	3.5	3.5
PH	7.2	7.63	7.37	7.35	7.5
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	120	165	130	140	150
Compactación del medio, cm	5				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	48.19	51.1	52.9	51.4	52.0
Densidad real (g/ml)	0.90	0.91	0.93	0.95	0.95
Densidad aparente (g/ml)	0.66	0.71	0.72	0.74	0.75
Porosidad (%)	26.88	21.43	22.83	21.80	21.17
Tamaño efectivo	0.58	0.52	0.61	0.61	0.60
Coefficiente de uniformidad	3.96	4.61	4.26	3.63	3.6
PH	7.65	7.45	7.3	7.42	7.40
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	160	140	125	130	135
Compactación del medio, cm	14				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	41.46	41.88	43.59	44.7	44.9
Densidad real (g/ml)	1.12	1.08	0.95	0.92	0.91
Densidad aparente (g/ml)	0.62	0.63	0.65	0.68	0.67
Porosidad (%)	44.5	41.4	30.9	25.5	25.9
Tamaño efectivo	0.36	0.38	0.40	0.45	0.42
Coefficiente de uniformidad	6.11	5.21	4.75	4.44	4.2
PH	7.3	7.26	7.35	7.45	7.25
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	130	125	140	145	130
Compactación del medio, cm	9				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	19.45	27.11	37.35	37.65	38.2
Densidad real (g/ml)	1.03	0.93	0.88	0.88	0.87
Densidad aparente (g/ml)	0.51	0.64	0.66	0.71	0.71
Porosidad (%)	50.8	30.8	24.4	18.7	18.5
Tamaño efectivo	0.35	0.29	0.40	0.30	0.30
Coefficiente de uniformidad	6.8	5.2	7.2	5.4	5.2
PH	7.4	7.2	7.1	7.2	7.3
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	130	140	110	120	125
Compactación del medio, cm	7				

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

TABLA 7.2.24 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON LODO CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	53.56	52.98	52.75	53.65	54.12
Densidad real (g/ml)	0.95	1.01	0.93	0.95	0.95
Densidad aparente (g/ml)	0.78	0.80	0.74	0.74	0.74
Porosidad (%)	18.11	20.89	20.09	22.07	22.09
Tamaño efectivo	1.08	0.76	0.76	0.76	0.85
Coefficiente de uniformidad	2.53	2.85	3.6	3.6	3.76
PH	7.25	7.31	7.24	7.19	7.26
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	125	130	1254	120	130
Compactación del medio, cm	7				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	42.12	48.40	54.51	55.64	56.2
Densidad real (g/ml)	1.12	1.09	0.95	0.96	1.11
Densidad aparente (g/ml)	0.63	0.75	0.75	0.76	0.88
Porosidad (%)	43.7	30.75	20.72	20.44	20.74
Tamaño efectivo	0.43	0.62	1.32	1.75	1.68
Coefficiente de uniformidad	5.62	5.11	2.7	2.21	2.61
PH	7.23	7.37	7.34	7.19	7.17
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	120	130	130	110	105
Compactación del medio, cm	15				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	50.88	57.75	57.89	58.45	59.75
Densidad real (g/ml)	1.01	1.03	0.98	0.99	0.95
Densidad aparente (g/ml)	0.68	0.76	0.78	0.78	0.78
Porosidad (%)	32.6	26.45	20.1	20.9	17.9
Tamaño efectivo	0.5	0.98	0.22	1.46	1.28
Coefficiente de uniformidad	4.6	2.9	2.6	2.7	2.2
PH	7.12	7.45	7.32	7.42	7.35
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	110	130	125	130	135
Compactación del medio, cm	15				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	15.72	52.58	54.98	56.10	56.65
Densidad real (g/ml)	1.19	1.01	0.92	0.90	0.90
Densidad aparente (g/ml)	0.76	0.70	0.71	0.70	0.71
Porosidad (%)	36.4	30.9	22.9	22.6	21.2
Tamaño efectivo	0.59	0.52	1.32	1.48	1.4
Coefficiente de uniformidad	4.4	3.11	2.57	2.36	2.57
PH	7.35	7.41	7.38	7.26	7.48
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	135	140	140	130	145
Compactación del medio, cm	9				

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

TABLA 7.2.25 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON BAGAZO CON AIRE HÚMEDO

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	48.2	48.56	48.23	46.85	47.1
Densidad real (g/ml)	1.001	1.045	0.996	0.989	1.002
Densidad aparente (g/ml)	0.684	0.695	0.684	0.679	0.677
Porosidad (%)	31.66	33.51	31.34	31.29	32.41
Tamaño efectivo	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48
Coefficiente de uniformidad	4.95	4.95	4.16	4.16	4.95
PH	7.25	7.16	7.21	7.2	7.32
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	110	105	110	110	120
Compactación del medio, cm	15				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	40.25	43.26	46.52	47.25	48.1
Densidad real (g/ml)	0.89	0.91	0.96	0.97	0.98
Densidad aparente (g/ml)	0.65	0.65	0.66	0.66	0.67
Porosidad (%)	27.1	28.1	31.4	32.0	32.0
Tamaño efectivo	0.30	0.33	0.35	0.42	0.47
Coefficiente de uniformidad	5.6	5.9	5.36	4.64	4.14
PH	7.30	7.12	7.05	7.40	7.16
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	110	105	110	115	105
Compactación del medio, cm	9				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	25.36	34.21	38.56	41.26	45.29
Densidad real (g/ml)	0.96	0.94	0.89	0.85	0.80
Densidad aparente (g/ml)	0.56	0.59	0.60	0.61	0.63
Porosidad (%)	41.7	36.7	32.6	28.4	21.5
Tamaño efectivo	0.20	0.28	0.28	0.47	0.47
Coefficiente de uniformidad	7.6	5.4	5.8	4.4	4.4
PH	7.0	6.9	6.8	7.1	7.2
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	85	80	85	100	110
Compactación del medio, cm	18				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	12.35	28.26	35.26	38.20	42.15
Densidad real (g/ml)	1.15	0.88	0.85	0.80	0.77
Densidad aparente (g/ml)	0.52	0.58	0.64	0.65	0.64
Porosidad (%)	54.5	34.1	24.6	18.8	16.3
Tamaño efectivo	0.25	0.30	0.30	0.35	0.25
Coefficiente de uniformidad	7.92	4.33	4.16	4.00	5.20
PH	7.26	7.40	7.29	7.17	7.11
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	115	125	120	115	110
Compactación del medio, cm	3				

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TABLA 7.2.26 RESULTADOS DE LOS EXPERIMENTOS CON COMPOSTA CON BAGAZO CON AIRE HÚMEDO Y ADICIÓN DE AGUA AL MEDIO FILTRANTE

FILTRO PATRÓN	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	48.2	49.5	48.6	48.2	47.2
Densidad real (g/ml)	1.00	1.02	0.99	0.99	0.98
Densidad aparente (g/ml)	0.68	0.68	0.67	0.68	0.67
Porosidad (%)	31.66	33.23	32.4	31.5	31.6
Tamaño efectivo	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42
Coefficiente de uniformidad	3.8	4.6	3.8	3.8	3.9
PH	7.15	7.22	7.16	7.09	7.11
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	90	95	90	85	88
Compactación del medio, cm	10				
FILTRO CON 10 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	36.5	48.0	49.7	51.0	53.5
Densidad real (g/ml)	0.84	0.97	1.13	0.98	0.91
Densidad aparente (g/ml)	0.64	0.69	0.77	0.74	0.76
Porosidad (%)	23.9	28.8	32.1	24.3	16.7
Tamaño efectivo	0.31	0.49	0.65	0.65	0.61
Coefficiente de uniformidad	4.83	3.63	3.41	3.10	3.36
PH	7.8	7.6	7.1	7.5	7.1
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	110	115	115	110	90
Compactación del medio, cm	11				
FILTRO CON 40 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	33.37	45.16	46.24	47.52	48.94
Densidad real (g/ml)	0.77	0.88	0.93	0.97	0.86
Densidad aparente (g/ml)	0.67	0.66	0.75	0.66	0.64
Porosidad (%)	13.09	24.51	19.92	31.82	25.20
Tamaño efectivo	0.45	0.55	0.62	0.65	0.70
Coefficiente de uniformidad	3.66	2.90	3.87	3.00	2.85
PH	7.12	7.16	7.21	7.22	7.30
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	90	95	105	110	95
Compactación del medio, cm	12				
FILTRO CON 70 L/MIN DE AIRE	Altura en la columna de biofiltración de abajo hacia arriba, cm				
Parámetros:	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
% de humedad	46.71	50.34	50.86	51.93	53.08
Densidad real (g/ml)	0.93	0.96	1.00	1.02	1.03
Densidad aparente (g/ml)	0.75	0.75	0.75	0.72	0.77
Porosidad (%)	19.21	21.36	24.90	29.37	24.83
Tamaño efectivo	0.48	0.60	0.65	0.76	0.76
Coefficiente de uniformidad	6.12	3.50	3.23	2.76	2.65
PH	7.15	7.20	7.25	7.30	7.05
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	100	105	98	95	95
Compactación del medio, cm	11				

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

7.3 Anexo 3 Aspectos teóricos del estudio de trazado y del modelo de dispersión axial

Estudios de trazado e interpretación de la curva de distribución de tiempos de residencia

Durante el flujo de un fluido a través de un reactor o tanque, los elementos que constituyen el fluido pueden tomar distintas rutas (canalizaciones y/o recirculaciones) por lo que recorrerán distintas longitudes para atravesar el tanque y tendrán por lo tanto distintos tiempos de residencia dentro del reactor. La función que describe la distribución de los tiempos de residencia de las partículas de un fluido que fluyen a través de un tanque se le denomina función de distribución de tiempos de residencia, E .

Con la función E es posible calcular la fracción de partículas que poseen un tiempo de residencia entre $t + \Delta t$. Cuando Δt tiende a cero, lo anterior puede ser expresado como sigue:

$$f_p = E dt \quad (7.3.1)$$

donde

f_p : fracción de partículas que salen entre $t + dt$

Al sumar todas las f_p de un experimento de tal forma que se abarque el tiempo que tardó éste, se obtendrá como resultado la unidad; es decir,

$$1 = \int_0^{\infty} E dt \quad (7.3.2)$$

Esto es que el área bajo la curva de la función E es la unidad.

Con las ecuaciones siguientes es posible calcular las fracciones del fluido que salen antes o después de un tiempo dado, t_1 .

$$\int_0^{t_1} E dt = 1 - \int_{t_1}^{\infty} E dt \quad (7.3.3)$$

Con el objeto de poder comparar los resultados de un experimento de trazado (con el mismo trazador) con otro, sin que la cantidad de trazador y tiempo de realización del experimento afecten los resultados, se procede a normalizar la curva.

Los datos de tiempo situados en el eje de las abscisas se normalizan (variable adimensional) según la siguiente ecuación:

$$\theta = \frac{t}{TRH_{ideal}} \quad (7.3.4)$$

donde

θ : tiempo de experimentación normalizado
 t: tiempo experimental, [θ]
 TRH_{ideal} : tiempo de residencia teórico, [θ]

Los datos de respuesta (ordenadas) del trazador a la salida se normalizan con la siguiente expresión:

$$C_{\theta} = \frac{C_t}{C_0} \quad (7.3.5)$$

donde

C_{θ} : concentración normalizada de trazador, [$M L^{-3}$]
 C_t : Concentración de trazador en el tiempo t, [$M L^{-3}$]
 C_0 : concentración inicial de trazador, [$M L^{-3}$]

Con el objeto de relacionar **E** con un experimento tipo pulso o **C** hay que hacer notar que **E** representa la distribución de tiempos de residencia de un "lote", parte o fracción de fluido. En el experimento tipo **C**, al inyectarse una cantidad determinada de trazador (lote) se estará reproduciendo el significado de **E**. Es decir, la curva de **E** y **C** son exactamente iguales.

$$E = C \quad (7.3.6)$$

En el caso de un sistema con comportamiento fluidodinámico ideal (por ejemplo el flujo tipo pistón), el tiempo de residencia ideal es igual al tiempo de residencia promedio de todas las partículas de un fluido, debido a que en la idealidad, todas las partículas de fluido poseen el mismo tiempo de residencia. Esto no sucede así en el caso de un sistema real por lo tanto, se debe calcular un tiempo promedio, que es el punto de equilibrio entre los tiempos de residencia cortos y grandes provocados por el movimiento no homogéneo de las partículas, característico de un sistema real.

En el caso de un sistema ideal totalmente mezclado, existe un balance perfecto entre la cantidad de tiempo que consumen las partículas que salen rápido del reactor y las que salen más lentamente. En este caso, el balance perfecto lo representa el hecho de que el TRH_{ideal} es igual al tiempo de residencia medio. En este sentido, la función **E** puede verse como una eficiencia de permanencia de las partículas de un fluido en un tanque.

Al sumar la multiplicación del volumen de un fluido que ha entrado al tanque en un determinado tiempo por la eficiencia de permanencia de ese fluido en el tanque (hay partículas que permanecen más o menos tiempo del debido para un intervalo dado), se obtiene el volumen real de fluido; es decir

$$V_{real} = \sum_{t \rightarrow \infty} (Q \Delta t) (E \Delta t) \quad (7.3.7)$$

o, en términos diferenciales

$$V_{real} = \int_0^{\infty} (Q dt) \left(\int_0^{\infty} E dt \right) \quad (7.3.8)$$

y

$$t_p = \frac{V_{real}}{Q} = \int_0^{\infty} \left[\int_0^{\infty} E dt' \right] dt \quad (7.3.9)$$

al cambiar el orden de integración se obtiene lo siguiente

$$t_p = \int_0^{\infty} \left[\int_0^t E dt' \right] dt \quad (7.3.10)$$

y

$$t_p = \int_0^{\infty} t E dt \quad (7.3.11)$$

donde

t_p : tiempo de residencia promedio, [θ]

Q: flujo volumétrico del fluido, [L³ θ⁻¹]

V: volumen de fluido, [L³]

V_{real}: volumen real de fluido en el tanque, [L³]

Al resolver ecuación 7.3.11 se obtiene el tiempo promedio de residencia de las partículas de un fluido en un tanque; es el punto de equilibrio entre las partículas que salen antes y después del tiempo de residencia teórico.

Para un experimento tipo **C**, el tiempo de residencia medio será el centroide de la curva de distribución de tiempos de residencia; a saber

$$t_p = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \quad (7.3.12)$$

Si los valores de la curva de distribución son discretos (como fue el caso), se podrá utilizar la siguiente expresión

$$t_p = \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (7.3.13)$$

Por razones geométricas (Levenspiel, 1972), es posible escribir la siguiente ecuación

$$\theta E_{\theta} = t E \quad (7.3.14)$$

Al sustituir la ecuación 7.3.4 en la 7.3.14 y al comparar con la 7.3.6 se obtiene

$$E_{\theta} = TRH_{ideal} E = C_{\theta} = TRH_{ideal} C \quad (7.3.15)$$

Por otro lado, de la ecuación 7.3.4 se obtiene

$$d\theta = \frac{dt}{TRH_{ideal}} \quad (7.3.16)$$

Al sustituir las ecuaciones 7.3.15 y 7.3.16 en la 7.3.12 se obtiene la ecuación del tiempo de residencia medio normalizado en función de variables normalizadas; esto es

$$\theta_p TRH_{ideal} = \frac{\int_0^{\infty} \theta (TRH_{ideal}) C_{\theta} / (TRH_{ideal}) (TRH_{ideal}) d\theta}{\int_0^{\infty} C_{\theta} / (TRH_{ideal}) (TRH_{ideal}) d\theta} \quad (7.3.17)$$

$$\theta_p = \frac{\int_0^{\infty} \theta C_{\theta} d\theta}{\int_0^{\infty} C_{\theta} d\theta} \quad (7.3.18)$$

Las ecuaciones 7.3.12 y 7.3.18 son idénticas, salvo que la segunda está expresada en términos normalizados. Debido a ello, el denominador de la ecuación 7.3.18 es la unidad y por lo tanto se obtiene una expresión equivalente a la ecuación 7.3.12.

La expresión con variables discretas para la ecuación 7.3.18 es

$$\theta_p = \sum \theta_i C_{\theta_i} \Delta\theta_i \quad (7.3.19)$$

Otro parámetro importante a evaluar en un estudio de trazado es la variancia que se calcula mediante Levenspiel (1972)

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} t^2 C dt}{\int_0^{\infty} C dt} - (t_p)^2 \quad (7.3.20)$$

donde

σ^2 : variancia

Al sustituir las ecuaciones 7.3.15 y 7.3.16 en la ecuación anterior se obtiene la expresión normalizada para la variancia

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\int_0^{\theta} \theta^2 C_{\theta} d\theta}{\int_0^{\theta} C_{\theta} d\theta} - \theta_p^2 \quad (7.3.21)$$

La expresión discreta para la ecuación anterior es

$$\sigma_{\theta}^2 = \sum \theta_i^2 C_{\theta} \Delta\theta - \theta_p^2 \quad (7.3.22)$$

El cálculo del tiempo de residencia medio así como de la variancia es fundamental en un estudio de trazado, pues gran parte de los modelos que pueden describir el comportamiento real de un tanque o reactor dependen de estas dos variables.

Modelo de dispersión axial

Los modelos de dispersión son útiles para la descripción del flujo en tubos vacíos o empacados (Levenspiel, 1963) que son situaciones más cercanas al comportamiento fluidodinámico tipo flujo pistón que al otro extremo opuesto, el totalmente mezclado.

En los tubos vacíos, el mezclado es causado por la difusión molecular y turbulenta, por el contrario, en los tubos que cuentan con un empaque, éste se produce por la división de las corrientes de flujo, por el flujo alrededor de las partículas de empaque así como por el cambio de velocidades de flujo.

En la TABLA 7.3.1 se presentan los modelos de dispersión desde su representación más general y compleja hasta una de las más simples.

TABLA 7.3.1 MODELOS DE DISPERSIÓN

Nombre del modelo	Parámetro	No. de ecuación	Ecuación diferencial del modelo
Dispersión general	D, μ	(7.3.23)	$\frac{\partial C}{\partial T} + v \cdot \nabla C = \nabla \cdot (D \cdot \nabla C) + S + r_c$
Dispersión general en coordenadas cilíndricas	$D_R(R)$ $D_L(R)$ $\mu(R)$	(7.3.24)	$\frac{\partial C}{\partial T} + v(R) \frac{\partial C}{\partial X} = \frac{\partial}{\partial X} D_L(R) \frac{\partial C}{\partial X} + \frac{1}{R} \frac{\partial}{\partial R} R D_R(R) \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$
Dispersión uniforme	D_{Rm} D_{Lm} $\mu(R)$	(7.3.25)	$\frac{\partial C}{\partial T} + v(R) \frac{\partial C}{\partial X} = D_{Lm} \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{D_{Rm}}{R} \frac{\partial}{\partial R} R \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$
Dispersión en flujo pistón	D_R D_L μ	(7.3.26)	$\frac{\partial C}{\partial T} + v \frac{\partial C}{\partial X} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{D_R}{R} \frac{\partial}{\partial R} R \frac{\partial C}{\partial R} + S + r_c$
Dispersión axial en flujo pistón	D_L μ	(7.3.27)	$\frac{\partial C}{\partial T} + v \frac{\partial C}{\partial X} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + S + r_c$

Fuente: Levenspiel, (1963)

En el modelo de dispersión general (ecuación 7.3.23), el coeficiente de dispersión, D, y la velocidad v, son funciones de la posición; es decir poseen distintos valores al cambiar la dirección, además de que el coeficiente de dispersión depende de las propiedades del fluido. C es la concentración de trazador.

La primera simplificación que se hace al modelo de dispersión general es su aplicación a un caso particular que se presenta con regularidad; esto es, en el caso de tanques o reactores

cilíndricos con un flujo simétrico en el plano axial. Al tomar en consideración esta geometría, la ecuación de dispersión general se reduce a la expresión de dispersión general en coordenadas cilíndricas (ecuación 7.3.24). Con los coeficientes de dispersión en las direcciones radial y axial, $D_L(R)$ y $D_R(R)$, y la velocidad del fluido, $v(R)$, todas funciones de la posición radial, las soluciones analíticas de esta ecuación son imposibles. Esto hace que la evaluación de los coeficientes de dispersión sea difícil y es necesario realizar más simplificaciones a esta expresión para hacer viable una solución analítica. Este es el caso de las ecuaciones 7.3.25 y 7.3.26, que representan a los modelos de dispersión uniforme y dispersión en flujo pistón respectivamente. En el primer modelo, los coeficientes de dispersión radial y axial son independientes de la posición. En el segundo caso, se hacen simplificaciones al considerar a la velocidad como una constante (se toma la velocidad media del fluido) y en consecuencia los coeficientes de dispersión axial y radial serán también constantes.

En el caso del modelo de dispersión axial en flujo pistón (ecuación 7.3.27) se ha considerado que no hay variación radial de la composición en un tanque cilíndrico y que la dispersión observable sucede únicamente en la dirección del flujo (Figura 7.3.1).

Con estas consideraciones, el problema matemático ha sido simplificado en gran manera al permitir una solución analítica. A pesar de que se ha eliminado el componente radial del modelo, éste puede ser usado con relativa precisión y exactitud.



Figura 7.3.1 Representación de la dispersión axial

Ecuaciones del modelo de dispersión axial

Para la descripción de la difusión molecular en la dirección del flujo se usa la ecuación de Fick; es decir,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad 7.3.28$$

donde

D: coeficiente de dispersión axial.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Al expresar esta ecuación en términos adimensionales, donde

$$z = (vt+x)/L$$

$$\theta = t/TRH = tv/L$$

se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{\nu L} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad (7.3.29)$$

El término $D/\nu L$ en la ecuación anterior es un indicativo del grado de dispersión dentro del sistema; se denomina número de dispersión y es el inverso del número de Peclet.

Cuando

$$\frac{D}{\nu L} \rightarrow 0 \quad \therefore \text{ la dispersión es despreciable, tiende a flujo pistón.}$$

$$\frac{D}{\nu L} \rightarrow \infty \quad \therefore \text{ la dispersión es enorme, tiende a un flujo totalmente mezclado.}$$

Para dar solución a la ecuación diferencial 7.3.29 es necesario fijar valores a la frontera.

Para el caso donde existan dispersiones grandes; es decir, $D/\nu L > 0.01$ (Levenspiel y Smith, 1957), existen soluciones en función de si es un experimento tipo tanque cerrado o abierto.

En el caso de un tanque cerrado (que es el caso de los biofiltros), una solución analítica para la concentración de trazador C_0 es imposible, la solución deberá ser obtenida numéricamente.

Bajo una condiciones a la frontera de tanque cerrado, Levenspiel (1972) reporta la siguiente ecuación para la variancia:

$$\sigma_{\theta}^2 = 2 \left(\frac{D}{\nu L} \right) - 2 \left(\frac{D}{\nu L} \right)^2 \left(1 - e^{-\left(\frac{1}{\theta/\nu L} \right)} \right) \quad 7.3.30$$

Para el análisis de las curvas de distribución de tiempos de residencia obtenido en los biofiltros se utilizó la ecuación 7.3.30 en conjunto con la 7.3.19 y 7.3.22.

Cálculo de la Fracción de Volumen Muerto (FVM)

Al calcular el tiempo de retención hidráulica (o tiempo de residencia medio) en el diseño de reactores, generalmente se hace uso de la siguiente ecuación:

$$TRH_{ideal} = \frac{V_1}{Q} \quad (7.3.31)$$

donde

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TRH_{ideal} : Tiempo de Retención Hidráulica ideal, [θ].

V_r : volumen total de agua en un reactor o un tanque, [L³].

Q : flujo volumétrico, [L³ θ⁻¹].

En esta expresión se está considerando que todas las partículas de un fluido permanecen dentro del reactor el mismo tiempo en un volumen dado. Esta consideración posee un carácter ideal, pues esto únicamente se lograría al tener un régimen de flujo ideal ya sea totalmente (perfectamente) mezclado o uno pistón sin dispersión de masa.

En la realidad esto no sucede, el comportamiento de un reactor real desde el punto de vista hidráulico se aleja de los extremos ideales (totalmente mezclado y flujo pistón) al presentar un comportamiento hidráulico localizado entre estos dos extremos; en algunos casos más cercano al comportamiento totalmente mezclado y en otros al comportamiento flujo pistón pero nunca en un extremo.

Al no poder lograr un mezclado perfecto (en el caso de un reactor agitado continuo) y evitar la dispersión de masa (debido a gradiente de concentración en el caso de un reactor tubular continuo), no se logra la homogeneidad requerida para el correcto uso de la ecuación 7.3.31. Por el contrario, se producen canalizaciones (cortos circuitos hidráulicos) y recirculaciones de fluido lo que producen zonas muertas dentro del reactor (Figura 7.3.2).

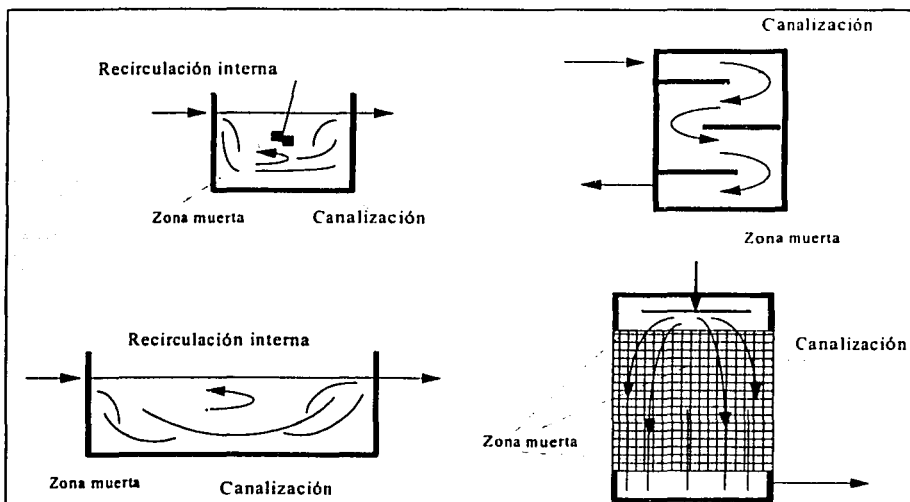


Figura 7.3.2 Ejemplos de canalizaciones, recirculaciones y zonas muertas en distintos equipos.

Existen zonas muertas que pueden ser ubicadas e identificadas físicamente dentro del volumen del reactor por ejemplo las zonas que presentan deposición de sólidos o aquellas que a simple vista pueden ser detectadas (ejemplos presentados en la Figura 7.3.2) sin embargo existen otras que no lo son. Ejemplo de ello puede ser el caso de un tanque mezclado trabajando en continuo al cual se le inyecta un colorante como trazador. Después de haber pasado algún

lapso de tiempo, se observará que el colorante se encuentra diseminado en el volumen total del tanque. En este caso no existirán zonas muertas que puedan ser ubicadas dentro del volumen del tanque, pero será posible determinar, mediante el tratamiento matemático de la curva del trazador, que el volumen real del reactor es menor al volumen total, V_t , es decir que existe una zona muerta. Esto se produce debido a que una parte de las partículas del colorante sufren canalizaciones dentro del reactor y salen antes de haber cumplido el tiempo de retención hidráulica de diseño (TRH_{ideal}). Otra parte de las partículas estarán mayor tiempo que el TRH_{ideal} (recirculaciones internas) y otra parte poseerán el TRH_{ideal} . Cuando no existe una compensación de tiempo entre las partículas que salen antes de tiempo y las que se quedan más tiempo, es cuando se produce la generación de una zona muerta de este tipo; es decir, para las partículas con canalizaciones, existirá un volumen de reactor no ocupado por ellas y si el número de esas partículas es mayor al número de las partículas que si ocupan el resto del volumen, se producirá la zona muerta no ubicable físicamente. En otras palabras, un reactor o tanque con un comportamiento real tendrá un volumen activo y un volumen muerto; es decir:

$$V_a = Q(t) \quad (7.3.32)$$

donde

V_a : Volumen del reactor o tanque activo, [L^3]

t : Tiempo de retención hidráulica real del reactor o tanque, [θ]

De la ecuación 7.3.32 se obtiene

$$V_t = Q(TRH_{ideal}) \quad (7.3.33)$$

El volumen muerto es

$$V_m = V_t - V_a \quad (7.3.34)$$

Al efectuar las operaciones correspondientes se obtiene:

$$\frac{V_t - V_m}{V_t} = \frac{Q(t)}{Q(TRH_{ideal})} = \frac{t}{TRH_{ideal}} \quad (7.3.35)$$

de donde

$$\frac{V_m}{V_t} = 1 - \frac{t}{TRH_{ideal}} = FVM \quad (7.3.36)$$

en la cual

FVM: fracción de volumen muerto y t es el tiempo de retención medio obtenido de la curva de distribución de tiempos de residencia.

7.4 Anexo 4 Ejemplo de la aplicación conjunta de la ecuación de Ergun, de estudios de trazado y de granulometría

En la Figura 7.4.1 se muestra una hoja de cálculo en EXCEL de un ejemplo del procedimiento seguido para la determinación de la esfericidad de las partículas a través de la aplicación simultánea de la ecuación de Ergun, de estudios de granulometría y de estudios de trazado.

El ejemplo escogido corresponde a los datos experimentales obtenidos en la parte superior del biofiltro II (ver Tabla 4.7) el cual se operó bajo criterios convencionales durante 206 días. En todos los casos donde se utilizó esta metodología se procedió de la misma forma que consistió en lo siguiente (ver también Tabla 4.6)

- a) En la parte superior de la Figura se ingresan los datos que caracterizan al sistema. Uno de ellos es la fracción de espacio vacío ($\epsilon=0.5$) que fue determinado con estudios de trazado.
- b) Mas abajo, en la sección correspondiente a la estimación del diámetro de partícula se ingresan los datos del estudio de granulometría en las celdas resaltadas. En esta parte de la hoja de cálculo se estima el diámetro de tamiz. Se genera una gráfica en la parte inferior de la hoja.
- c) Por último, en la sección correspondiente a la Ecuación de Ergun, se pide que se ingresen datos experimentales de caída de presión contra flujo en las celdas resaltadas. Una vez ingresados estos datos automáticamente se grafican (puntos) en la gráfica mostrada en la parte superior de la hoja. Será necesario iterar el diámetro de partícula en la ecuación de Ergun hasta encontrar el coeficiente de correlación más adecuado posible entre datos experimentales y estimados por el modelo. Para este caso fue de 2 mm con un coeficiente de 0.998.
- d) Con el diámetro de tamiz y el diámetro de partícula estimado de la ecuación de Ergun se calcula la esfericidad.

DESCRIPCIÓN DEL EXPERIMENTO:
Sección 5, Bofiltro II, operación convencional 206 días

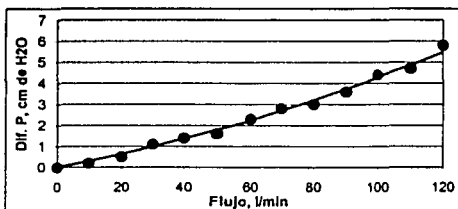
AJUSTE DE LA ECUACIÓN DE ERGUN

$$\Delta p = \frac{150(1-\epsilon)^2 \mu U_0 L}{g_c \epsilon^3 d_p^2 \rho} + \frac{1.75(1-\epsilon) U_0^2 L}{g_c \epsilon^3 d_p}$$

Pérdidas viscosas Pérdidas turbulentas

INGRESAR CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA

ε (porosidad)	0.5
μ (viscosidad, kg/mvs)	0.000183
g _c (conversión de unidades, 1kg mvs ² N)	1
L (longitud del lecho, m)	1
ρ (densidad, kgm ³)	0.927
A (área de flujo, m ²)	0.0061



RESPUESTA

dp medio a estimar en ERGUN, m
dp en mm =

Coefficiente de correlación, r Coef. de Correlación

ESTIMACIÓN DEL DIÁMETRO DE PARTÍCULA

Var Levenspiel pag 120
φ (res./energía)

$$d_p = \phi d_{turm}$$

Número de malla	Apertura, mm	Promedio de apertura, mm	dp estimado	xL, fracción másica	x/dp
4	4.76				
8	2.36	3.57	2.8917	0.85	0.293644738
10	1.68	2.03	1.6443	0.11	0.056697788
18	1.19	1.435	1.16236	0.04	0.034413043
20	0.841	1.0155	0.822555	0	0
30	0.59	0.7155	0.579555	0	0
40	0.42	0.505	0.40905	0	0
60	0.24	0.33	0.2673	0	0
100	0.14	0.19	0.1539	0	0
200	0.074	0.107	0.08667	0	0
suma				1	0.395255540
				dp medio =	2.530008757
				en mm	

$$d_{p, media} = \sum \left(\frac{x}{d_p} \right)$$

ECUACIÓN DE ERGUN

FLUJO, l/min	Datos exp. ΔP, cm de H2O	U ₀ , mvs	Módulo	Pérd Viscosas ΔP, cm de H2O	Pérd Turb ΔP, cm de H2O	Total ΔP, cm de H2O
0	0	0		0	0	0
10	0.2	0.020578132	0.288072455	0.014012025	0.302084479	0.322652611
20	0.5	0.041152263	0.57614491	0.056048098	0.632193008	0.673345271
30	1.1	0.061728395	0.864217364	0.126108221	0.990325585	1.116433806
40	1.4	0.082304527	1.152289819	0.224182393	1.376482212	1.500786739
50	1.8	0.102880658	1.440362274	0.350300814	1.790662888	1.943043542
60	2.3	0.12345679	1.72843729	0.504432884	2.232867813	2.406324603
70	2.8	0.144032922	2.016507184	0.686589203	2.703096387	2.919626309
80	3	0.164609053	2.304578639	0.890789571	3.20334821	3.426137281
90	3.8	0.185185185	2.592653093	1.134973989	3.727626082	4.002600071
100	4.4	0.205781317	2.880724548	1.401202455	4.281927003	4.683829058
110	4.7	0.228337449	3.168797003	1.695454971	4.864251974	5.389706945
120	5.8	0.24891358	3.456869458	2.017731536	5.474600993	6.144591529
yp (Promedio)	2.415364615					

CÁLCULO DEL COEFICIENTE DE CORRELACIÓN

Datos experimentales		Datos del modelo	
yi	ym	Si	Sr
0	0	(yi-yp) ²	(yi-ym) ²
0.2	0.302084479	5.83408284	0
0.5	0.632193008	0.907928994	0.010421241
1.1	0.990325585	3.666682225	0.017474691
1.4	0.990325585	1.730236686	0.012028477
1.8	1.376482212	1.031006917	0.000553086
2.3	1.790662888	0.664852071	0.038352337
2.8	2.232867813	0.013313609	0.004506757
3	2.703096387	0.141928094	0.00638033
3.8	3.20334821	0.341775148	0.040541504
4.4	3.727626082	1.403313609	0.016289417
4.7	4.281927003	3.938682225	0.013941233
5.8	5.474600993	5.219487358	0.021974711
Suma		40.35892308	0.147557121

Coefficiente de correlación, r = 0.998170175

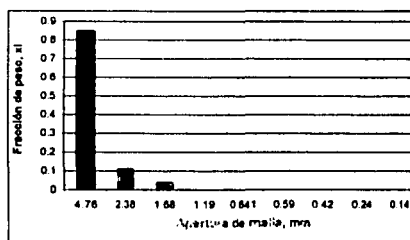


Figura 7.4.1 Ejemplo de la aplicación simultánea de la ecuación de Ergun con los estudios de trazado y los estudios de granulometría.

